REGIONE AUTONOMA FRIULI-VENEZIA GIULIA

DIREZIONE REGIONALE
DELL'IGIENE E DELLA SANITÀ

CENTRO REGIONALE PER
LA SPERIMENTAZIONE AGRARIA
PER IL FRIULI-VENEZIA GIULIA

LA CONTAMINAZIONE DA CESIO-134 E CESIO-137 NEI MACROMICETI DEL FRIULI-VENEZIA GIULIA NEL 1986

P.L. NIMIS, C. GIOVANI, R. PADOVANI

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITÀ DI TRIESTE

REGIONE AUTONOMA FRIULI-VENEZIA GIULIA

DIREZIONE REGIONALE
DELL'IGIENE E DELLA SANITÀ

CENTRO REGIONALE PER
LA SPERIMENTAZIONE AGRARIA
PER IL FRIULI-VENEZIA GIULIA

LA CONTAMINAZIONE DA CESIO-134 E CESIO-137 NEI MACROMICETI DEL FRIULI-VENEZIA GIULIA NEL 1986

P.L. NIMIS, C. GIOVANI, R. PADOVANI

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITÀ DI TRIESTE

L'incidente nucleare di Chernobyl ha provocato per la prima volta in Europa uno stato di angoscia sconosciuto alla popolazione, mai provato nemmeno in occasione di eventi bellici.

L'ansia per il pericolo della contaminazione radioattiva, oltre a proporre interrogativi sull'opportunità di una riconsiderazione dei limiti del cosiddetto progresso tecnico e scientifico, ha introdotto una nuova tipologia di domanda nel settore della sanità.

Il cittadino si è infatti trovato a ricorrere con comprensibile assiduità ed intensità al Servizio Sanitario Nazionale, per ottenere dati sulla contaminazione radioattiva, informazioni e consigli di carattere medico e comportamentale.

Si è trattato di sostenere una considerevole onda d'urto, cui hanno risposto con efficienza e serietà i Servizi della nostra Regione, sviluppando in breve tempo anche i collegamenti scientifici ed organizzativi indispensabili per un corretto approccio interdisciplinare al problema.

Abbiamo così introdotto, accanto ai tradizionali servizi di prevenzione previsti dalla Riforma sanitaria nel settore della tutela dell'ambiente, anche un servizio di monitoraggio della radioattività, al fine di accertare tempestivamente eventuali variazioni nei livelli di radioattività presente nell'aria, acqua ed alimenti.

Il presente lavoro è frutto dell'osservazione, studio ed elaborazione dei dati ottenuti dalle analisi sui funghi, e consente di trarre utili indicazioni sulla diffusione della radioattività sul territorio regionale.

Agli Autori, preziosi collaboratori della Commissione Regionale per la protezione sanitaria della popolazione delle radiazioni ionizzanti, va rivolto un apprezzamento per l'appassionato impegno e per il rigore scientifico della ricerca.

Aldo Gabriele Renzulli
Assessore regionale all'igiene e sanità

STUDIA GEOBOTANICA
6: 3-121, 1986

LA CONTAMINAZIONE DA CESIO-134 E CESIO-137 NEI MACROMICETI DEL FRIULI-VENEZIA GIULIA NEL 1986

P.L. NIMIS, C. GIOVANI, R. PADOVANI *

Keywords: Chernobyl, Fungi, Radioactivity, Friuli-Venezia Giulia.

Abstract: This study is based on the measure of the ^{134}Cs and ^{137}Cs content in 298 samples belonging to 120 species of macromicetes, collected in 37 stations throughout the Friuli-Venezia Giulia Region (north eastern Italy) in September-October 1986. Significant differences in contamination have been recorded both among species collected in the same station, and among average values of the stations themselves. The differences among species of the same stations seem to depend on the depth of the mycelium in the soil: contamination is highest in the fungi with superficial mycelium, lowest in those that are in symbiosis with deep-rooting deciduous trees. This is related to the fact that most of the radionuclides are presently concentrated in the upper horizon of the forest soil, as demonstrated by the analysis of 59 soil samples collected in the 37 stations. The differences among stations are well correlated to the amount of precipitation in the days following the Chernobyl disaster. This allowed the elaboration of a contamination map of the Friuli-Venezia Giulia Region based on precipitation and contamination data: the most polluted areas are located in the Carnian and Julian Pre-Alps, whereas the lowland has been but little affected by radioactive deposition. The average ratio ^{137}Cs/^{134}Cs in mushrooms is 2.7, which is probably due to the presence in the material of ^{137}Cs deriving from nuclear tests.

INTRODUZIONE

Premessa

Nella tarda estate del 1986 i Servizi di fisica sanitaria di Pordenone, Udine e Trieste, preposti al monitoraggio della radioattività nell'ambiente e nei cibi conseguente all'incidente di Chernobyl, cominciarono a rilevare elevate concentrazioni di radionuclidi, ed in particolar modo di Cesio radioattivo, in campioni di funghi provenienti da varie parti della Regione Friuli-Venezia Giulia.

I dati apparivano molto contraddittori, in quanto funghi raccolti più o meno nella stessa area mostravano valori di contaminazione molto differenti, e non era quindi possibile comprendere quale fosse la distribuzione spaziale del tasso di contaminazione sul territorio regionale.

* Il presente lavoro è stato finanziato dalla Direzione Regionale dell'Igiene e Sanità del Friuli Venezia-Giulia e dal Centro Regionale di Sperimentazione Agraria di Pozzuolo del Friuli (UD).

Il presente studio è stato commissionato dalla Direzione Regionale dell'Igiene e Sanità della Regione Friuli-Venezia Giulia al Prof. P.L. Nimis, del Dipartimento di Biologia dell'Università di Trieste, con la collaborazione del Centro di Fisica Sanitaria dell'U.S.L. n. 7 "Udinese", diretto dal Dr. R. Padovani. Il suo scopo era inizialmente quello di quantificare il fenomeno della contaminazione radioattiva dei macromiceti in Regione, e di accertare se fosse possibile utilizzare tali organismi quali bioindicatori di contaminazione radioattiva. Il campionamento è stato condotto in tempi molto rapidi nella seconda metà di Settembre e prima metà di Ottobre 1986. Complessivamente sono stati analizzati 298 campioni di fungo, per un totale di 120 specie, provenienti da 37 stazioni distribuite sul territorio regionale in modo da permettere un campionamento il più rappresentativo possibile nelle diverse fascie di vegetazione in cui massima è la raccolta di funghi da parte della popolazione. Inoltre sono stati analizzati 59 campioni di suolo raccolti nelle 37 stazioni. Le analisi del materiale sono terminate all'inizio di novembre; agli inizi di dicembre è stata pubblicamente presentata una relazione preliminare contenente delle conclusioni analoghe a quelle qui esposte.

Questo studio comprende i risultati della ricerca condotta sull'argomento, con una analisi bibliografica sull'accumulo di radionuclidi nelle piante verdi e nei funghi, la caratterizzazione ecologica indiretta delle stazioni di campionamento, un'appendice che riporta tutte le singole misure ed una carta della contaminazione della regione costruita utilizzando la correlazione esistente tra piovosità di una data area e contaminazione dei macromiceti che in tale area sono stati raccolti.

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di fornire il più rapidamente possibile una prima base di conoscenze non solo sulla contaminazione radioattiva dei funghi, ma anche sulla distribuzione spaziale della stessa nel territorio regionale, al fine di permettere una più razionale pianificazione sia dell'attività di monitoraggio su alimenti prodotti in Regione, sia degli eventuali futuri studi di base sull'argomento.

L'incidente di Chernobyl e la ricaduta radioattiva

Diversi rapporti pubblicati recentemente, ed in particolare quello dell'Enea (1986) descrivono in dettaglio l'incidente alla quarta unità della centrale nucleare di Chernobyl in Ucraina, accaduto il 26 Aprile 1986 alle ore 1 e 23 minuti. Tale unità era del tipo Rbmk, della potenza nominale di 1000 MW e 3200 MWt. L'incidente si era verificato nel corso di un esperimento effettuato su di un turbo-generatore. Al momento dell'incidente l'energia liberata ha bruscamente ridotto in piccoli frammenti parte del combustibile ed in seguito si sono verificate un'esplosione ed una serie di incendi che hanno parzialmente distrutto l'edificio in cui era alloggiato il reattore.

La distruzione del nocciolo e delle strutture di contenimento del reattore ha provocato un rilascio di notevoli quantitativi di prodotti radioattivi per la durata di alcuni giorni. Per effetto dell'elevata temperatura raggiunta sono stati immesse nell'atmosfera ad alte quote, sotto forma di gas e di polveri, grandi quantità di prodotti di fissione radioattivi. Nella tabella 1 sono indicati i radionuclidi presenti

nel nocciolo del reattore e le percentuali che sono state rilasciate in atmosfera secondo gli esperti sovietici (Enea, 1986).

Il rapporto dell'Enea-Disp (1986) prende in considerazione le condizioni metereologiche al momento dell'incidente e nei giorni successivi, a Chernobyl e nel resto d'Europa. Tali condizioni spiegano come alcuni dei prodotti radioattivi rilasciati in atmosfera durante l'incidente abbiano potuto raggiungere zone molto distanti dal luogo dell'incidente stesso. A causa delle caratteristiche dell'incidente, ed in particolare dell'elevata temperatura di fuoriuscita dei gas di combustione, con conseguente innalzamento iniziale del rilascio radioattivo, è stata presa come punto di riferimento la quota di 1500 m. Nelle prime 48 ore la nube è stata trasportata dai venti sulle regioni scandinave. In seguito, a partire dal giorno 28 Aprile, sono state gradualmente investite, da Est verso Ovest, le regioni dell'Europa Centrale.

In Italia la nube è arrivata la mattina del 30 aprile, ed a partire dal 3 maggio, le correnti hanno cambiato direzione allontanandola lentamente dal nostro paese.

Il deposito al suolo di materiale radioattivo e la conseguente penetrazione di alcuni radioisotopi nelle catene alimentari sono stati variamente influenzati dalla distribuzione spaziale e dall'andamento temporale delle precipitazioni dell'ultimo giorno di aprile e dei primi giorni di maggio. Poiché in questo periodo, nella nostra Regione, le precipitazioni sono state essenzialmente a carattere temporalesco o di rovescio, la loro distribuzione è piuttosto irregolare, ed è legata alle caratteristiche orografiche della Regione stessa.

I radionuclidi rilasciati in atmosfera al momento dell'incidente sono quelli riportati nella Tab. 1, ai quali poi si aggiungono i loro eventuali discendenti. Ogni radionuclide si presentava con caratteristiche chimiche e fisiche diverse e ciò può spiegare perché soltanto alcuni di essi sono stati trasportati sino alla nostra Regione. Le caratteristiche fisiche più importanti che distinguono un radioisotopo sono: tipo di decadimento (alfa, beta), radiazione emessa (alfa, beta, gamma), ed il tempo di dimezzamennto. Queste ultime, in particolare, ne determinano le caratteristiche dal punto di vista degli effetti e dei rischi per l'uomo, e quindi la rilevanza ai fini della radioprotezione.

L'ASSORBIMENTO DEI RADIONUCLIDI NEI TESSUTI DELLE PIANTE VASCOLARI

Le piante vascolari possono accumulare radionuclidi nei loro tessuti, e sono il primo anello di catene alimentari che possono portare a concentrazioni elevate di radionuclidi nei tessuti degli animali, tra cui l'uomo. Esse sono state utilizzate come indicatori del grado di contaminazione radioattiva di una data area (Koranda & Robinson 1978).

La contaminazione radioattiva del materiale vegetale avviene sia per deposizione passiva alla superficie degli organi vegetativi, sia per assorbimento attivo all'interno dei tessuti della pianta. Il primo meccanismo ha maggiore rilevanza nel

periodo immediatamente susseguente alla ricaduta, mentre l'assorbimento all'interno dei tessuti, soprattutto tramite l'apparato radicale, può protrarsi per parecchi anni, fino a che vi siano radionuclidi disponibili in soluzione nel suolo.

L'assorbimento di radionuclidi da parte delle piante superiori avviene attraverso due vie principali:

a) attraverso la superficie fogliare.
b) attraverso il sistema radicale.

Il primo meccanismo è rilevante soprattutto nella fase di ricaduta, e per alcuni radionuclidi (vedi oltre) rappresenta la principale via di ingresso nei tessuti vegetali. In questo caso un ruolo molto importante nel determinare il tasso di assorbimento è giuocato dalla morfologia fogliare (piante a foglie larghe, disposte suborizzontalmente assorbono proporzionalmente di più di piante a foglia stretta, o con foglie disposte subverticalmente), e dalla morfologia e fisiologia dell'apparato stomatico; importante è anche la microstruttura della foglia (Haunold et al. 1986), in quanto deposizioni cerose o rivestimenti di peli possono più facilmente trattenere le piccole particelle contenenti materiale radioattivo sulla superficie della foglia. In presenza di umidità (pioggia, nebbia, rugiada mattutina etc.), i radionuclidi entrano in soluzione in forma ionica, e spesso formano legami con sostanze costitutive delle pareti delle cellule epidermiche. In alcuni casi (Bukovac at al. 1965) è stato riscontrato anche un trasporto attivo all'interno del citoplasma cellulare. Una volta entrati nel citoplasma, i radionuclidi possono venire traslocati in altre parti della pianta tramite il sistema vascolare, sia verso l'alto sia verso il basso, per cui si può avere anche un passaggio dalla foglia alla radice, che determina, dopo la morte della pianta, un ulteriore arricchimento in radionuclidi del terreno (Haunold et al. 1986).

Per quel che riguarda il secondo meccanismo, e cioé il passaggio dei radionuclidi dal suolo alla pianta tramite l'apparato radicale, questo processo può venire quantificato dal Fattore di Trasferimento (FT) (Haunold et al. 1982): si tratta di un coefficiente associato a ciascun radionuclide, che esprime l'intensità dei processi di trasferimento suolo-pianta. Gli FT vengono utilizzati nella costruzione di modelli dinamici complessi il cui grado di predittività dipende ovviamente dall'accuratezza con cui gli FT vengono stimati. Haunold et al. (1982), sulla base dell'esame di una ricca letteratura, riportano numerosi FT riferiti ai più importanti radionuclidi. Per alcuni di questi, come ad esempio il Cesio, la stima degli FT è resa ancor più difficile dal fatto che in piante perenni vi può essere una forte mobilità del radionuclide all'interno dell'organismo vegetale, per cui la sua concentrazione varia di molto da un anno all'altro in diverse parti della pianta per ragioni che non hanno nulla a che vedere con una maggiore o minore assunzione da parte dell'apparato radicale.

L'accumulo di radionuclidi all'interno di tessuti vegetali conseguente all'assorbimento dal suolo da parte degli apparati radicali non dipende soltanto dalla concentrazione dei radionuclidi nel suolo: un elemento importante è la effettiva disponibilità dei radionuclidi, parte dei quali possono essere fissati da colloidi organici od inorganici e quindi non assimilabili da parte della radice. Il tasso di assorbimento dipende quindi da numerosi fattori, tra cui i principali, secondo Scheffer & Schachtschabel (1979) sono:

a - concentrazione dei radionuclidi nel suolo
b - tasso di mobilizzazione
c - tasso di trasporto degli ioni nel suolo/tenore del suolo in acqua
d - sinergismo e concorrenza tra ioni rispetto all'assorbimento
e - tossicità degli ioni
f - concentrazione di ossigeno nell'aria del suolo
g - temperatura del suolo
h - selettività nell'assorbimento da parte dei vegetali.

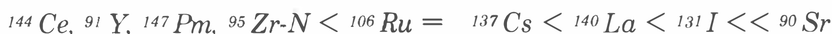
Tali fattori hanno importanza diversa a seconda del tipo di radionuclide.

La capacità del suolo di trattenere cationi dipende in primo luogo dal loro contenuto in argille (Haunold et al. 1986): esso è direttamente proporzionale sia al contenuto in argilla, sia al raggio molecolare dello ione, ed è inversamente proporzionale all'energia di idratazione di questo. Considerazioni analoghe valgono per i colloidi organici che costituiscono l'humus. Secondo Bovard et al. (1968), i radionuclidi possono venir ordinati secondo una serie (serie liotropa) a seconda della loro capacità di venir trattenuti nell'humus:



$$^{131}I < {}^{137}Cs < {}^{90} \leq {}^{60}Co < {}^{54}Mn < {}^{59}Fe < {}^{144}Ce$$

L'assorbimento da parte degli apparati radicali dipende però anche dagli altri fattori summenzionati. Secondo Nishita et al. (1965), sulla base dell'intensità di assorbimento da parte dei vegetali i radionuclidi possono venir ordinati nella seguente serie:



$$^{144}Ce,\ {}^{91}Y,\ {}^{147}Pm,\ {}^{95}Zr\text{-}N < {}^{106}Ru = {}^{137}Cs < {}^{140}La < {}^{131}I << {}^{90}Sr$$

Tra i diversi tipi di suolo, le Rendsine e gli Pseudogley sembrano essere quelli con la maggior capacità di trattenere i radionuclidi (Haunold et al. 1986); le terre brune hanno un comportamento assai variabile: in generale sembra che maggiore è la concentrazione di Ca, minore sia la capacità di trasporto dei radionuclidi nel suolo (Steffens et al., 1980). Nel Friuli-Venezia Giulia si ha una netta prevalenza di substrato calcareo, e di conseguenza di suoli neutro-basici, per cui è da ritenere che in generale nella nostra Regione ci si debba attendere una fissazione relativamente forte dei radionuclidi nei colloidi del suolo.

Un punto particolarmente importante riguarda la distribuzione verticale dei radionuclidi nel profilo pedologico: la quasi totalità dei dati disponibili in letteratura dimostra che i radionuclidi tendono a concentrarsi nei primi centimetri del suolo: ad esempio, Chattoparday & Jervis (1974) hanno trovato una diminuzione drastica nella concentrazione di Cesio dopo i primi 7.5 cm, mentre Eckl et al. (1986) hanno dimostrato che in un terreno torboso quasi la totalità del ^{137}Cs e del ^{210}Pb era localizzata nei primi 10 cm di suolo; il tenore in radionuclidi dello strato di Förna superficiale (materiale vegetale non o scarsamente decomposto) era leggermente minore, in quanto questi erano stati dilavati nello strato umico sottostante. Soltanto

^{125}Sb sembrava essere uniformemente distribuito lungo il profilo pedologico. È però da tener presente che molti degli studi sui radionuclidi nel suolo sono stati effettuati in ambiente artico o subartico, dove i processi di pedogenesi sono estremamente lenti; è ipotizzabile che a latitudini più meridionali ed in climi più umidi la maggior velocità dei processi pedogenetici si traduca in una maggior mobilità verticale dei radionuclidi nel suolo.

In ogni caso il suolo è in grado di trattenere radionuclidi per parecchi anni dopo la deposizione. Ciò è particolarmente grave quando i suoli vengano sfruttati per coltivazioni o utilizzati per il pascolo del bestiame. In caso di forti concentrazioni di radionuclidi nel suolo si pone il problema di come diminuire la contaminazione del materiale vegetale. Haunold et al. (1986) suggeriscono due approcci principali per tentare di diminuire la disponibilità di radionuclidi per le piante: a) diminuire il tasso di trasporto dei radionuclidi alle radici favorendo la fissazione dei cationi nel suolo, b) aumentare la concentrazione degli ioni con comportamento antagonistico rispetto ai radionuclidi nell'assorbimento da parte delle radici. Questi due punti verranno chiariti nei paragrafi seguenti in cui si considereranno le caratteristiche principali di alcuni tra i più importanti radionuclidi.

Lo Iodio

Il suolo contiene normalmente soltanto piccole quantità di Iodio stabile. Secondo Coughtrey et al. (1983) il contenuto totale medio di Iodio nel suolo si aggira intorno ai 5 ppm. In soluzione lo Iodio entra come anione. La disponibilità di Iodio dipende moltissimo dall'attività biologica del suolo: in un suolo biologicamente attivo il 99% dello Iodio viene legato da microorganismi nel giro di 120-180 ore (Dertinger et al. 1986). In un suolo sterilizzato questo processo è molto più lento. Il problema principale posto dallo Iodio è dovuto al fatto che esso viene rapidamente assunto dagli organismi vegetali non tanto e non solo attraverso gli apparati radicali, ma anche, e soprattutto, per via diretta, attraverso gli stomi. Secondo Coughtrey et al. (1983) lo Iodio assorbito tramite l'apparato radicale costituisce solo l'1-3% del totale. Hungate et al. (1963) hanno studiato l'assunzione di ^{131}I in piante di fagiolo e di geranio: il 30-40% del totale era localizzato nel mesofillo. Lo Iodio presente a livello dell'epidermide risultava facilmente dilavabile. Il tasso di traslocazione, dopo 3 giorni dall'applicazione risultò essere del 2-5%, il che indica una ridotta mobilità dello Iodio nell'ambito dei tessuti vegetali. Adams & Voilleque (1971) hanno trovato una relazione diretta tra l'attività fotosintetica (attività degli stomi) e l'assunzione di Iodio nelle Graminacee: anche in questo caso risultò che lo Iodio veniva poi fissato nel mesofillo. La rapidità dell'accumulo di Iodio nei tessuti vegetali fa sì che le piante superiori siano considerate tra i migliori indicatori di inquinamento da Iodio (Koranda & Robinson 1978).

Sembra comunque che alla facilità di assorbimento corrisponda anche una facilità di espulsione dello Iodio dai tessuti vegetali. Secondo Heinemann & Vogt (1978) il periodo di dimezzamento biologico dello Iodio è mediamente di 7.5 giorni nell'erba e di 9 giorni nel trifoglio. Riassumendo i risultati ottenuti da diversi autori per diverse specie di vegetali Coughtrey et al. (1983) danno un periodo medio di

dimezzamento biologico ancora più breve, che va da 3.5 a 5.8 giorni.

Il Cesio

Secondo Andersen (1967) la maggior parte del Cesio presente nel suolo non è direttamente assimilabile da parte delle piante superiori. Se si trascura la concorrenza da parte di altri cationi per quel che riguarda l'assorbimento, la disponibilità di Cesio è direttamente proporzionale al tenore in humus del suolo, ed inversamente proporzionale a quello in argille. In altre parole, la disponibilità di Cesio è negativamente correlata con la capacità di fissazione degli ioni da parte del suolo, mentre la capacità di scambio ionico sembra avere un influsso decisamente minore (Cummings et al. 1969). In generale, maggiore è il contenuto di argille e di potassio nel suolo, minore è l'assunzione di Cesio, mentre questa è positivamente correlata con le concentrazioni di ione ammonio e di sostanza organica umificata. (Haunold et al. 1986).

Lo ione Calcio sembra avere una bassa capacità di scambio rispetto al Cesio, mentre gli ioni Potassio ed Alluminio hanno una capacità di scambio molto alta: ciò può determinare un aumento della concentrazione di Cesio nei tessuti vegetali in conseguenza di concimazioni con Potassio, o anche con composti azotati (Schulz, 1965; Haunold et al. 1986). Sembra però che nel caso del Potassio si debba considerare anche il fatto che questo elemento tende a venire assorbito più rapidamente del Cesio da parte delle piante. Alcuni studi, citati da Haunold et al. (1986) hanno dimostrato che il comportamento del Cs e quello del K sono simili, ma non identici (v. anche Nishita et al., 1965; Wallace 1968, 1970): risulta infatti che la pianta dimostra una minore affinità per il Cesio rispetto al Potassio. Si ha quindi un comportamento competitivo tra i due ioni, per cui alte concentrazioni di Potassio determinano una diminuzione nell'assunzione di Cesio.

Un altro fattore importante nel determinare la quantità di Cesio disponibile per l'assorbimento da parte delle radici è il pH del substrato: la solubilità e la mobilità del Cesio aumentano con il diminuire del pH, in quanto gli ioni Cesio legati nelle molecole delle argille vengono facilmente scambiati con gli ioni idrogeno.

Riassumendo, la disponibilità del Cesio nel suolo dipende quindi essenzialmente dalla sua fissazione da parte delle argille e dalla concentrazione degli ioni concorrenti, che sono soprattutto il Potassio e lo ione ammonio. Questi ultimi però hanno una duplice azione rispetto al Cesio: da un lato essi sono in grado di sostituire per scambio ionico il Cesio fissato nelle argille, rendendolo quindi disponibile per l'assunzione da parte delle radici delle piante superiori, dall'altro entrano in concorrenza con il Cesio stesso per quel che riguarda l'assorbimento (vedi anche oltre). Lo ione ammonio ha buona capacità di scambio e più bassa concorrenzialità nell'assorbimento, quindi un aumento della sua concentrazione determina un aumento nella concentrazione di Cesio nei tessuti vegetali. Esattamente contrario è il comportamento del Potassio. Una diminuzione della quantità di Cesio presente nei tessuti vegetali è stata ottenuta con concimazioni di Potassio (Jackson et al., 1966), il che contrasta con i risultati ottenuti da Shultz (1965). Le differenze sono probabilmente dovute a differenze di suolo e di pianta tra i due esperimenti. A

questo proposito, i lavori di Middleton et al. (1960) dimostrano come l'attività inibitrice del Potassio rispetto all'assunzione di Cesio da parte delle piante vascolari sia effettiva soltanto in suoli che hanno un basso tenore iniziale di Potassio. L'antagonismo tra Cesio e Potassio è stato inoltre dimostrato da Andersen (1967).

Le piante vascolari possono assorbire il Cesio anche attraverso le foglie. In genere, il processo di assorbimento è rapido, e coinvolge grandi quantità di Cesio. Un fattore determinante per la velocità e l'intensità dei processi di assorbimento è dato dalla disponibilità di Potassio nei tessuti vegetali. Se questa è bassa rispetto alle esigenze normali della pianta, si ha un aumento dell'assunzione del Cesio (Haunold et al. 1986; Keppel 1969).

Il Cesio si comporta in maniera piuttosto diversa dagli altri radionuclidi rispetto all'assunzione da parte delle piante vascolari, nel senso che esso viene traslocato rapidamente ed intensivamente nell'ambito dell'organismo vegetale. Le ricerche condotte da Bukovac et al. (1965) su piante di fagiolo, hanno dimostrato che dopo pochi giorni circa il 5% del Cesio applicato alla superficie delle foglie viene fissato nei tessuti vegetali. Quasi la metà di questo si trovava non nei tessuti fogliari, ma in altre parti della pianta, persino nelle radici. Gli stessi autori hanno dimostrato che dopo un certo tempo il Cesio viene accumulato anche nei semi della pianta. Secondo Haunold et al. (1986) sembra che il passaggio del Cesio dalla foglia ai semi, o in generale ad altre parti della pianta, sia minore nei periodi in cui la pianta necessita di maggiori traslocazioni di potassio all'interno dell'organismo, e cioé durante gli stadi di fioritura e di maturazione.

Esistono molti altri studi che comprovano l'alta mobilità del Cesio nei tessuti vegetali (per una bibliografia esauriente v. Coughrey & Thorne (1983). Ad esempio Ludwieg (1962) osserva come l'applicazione di una soluzione contenente ^{137}Cs alla superficie fogliare di piante di patata si traduce nell'assorbimento immediato del 20-30% del Cesio totale, e, dopo l'essicazione delle foglie, il 50-70% del Cesio accumulato è passibile di dilavamento. Sempre sulle patate, Middleton (1959) dimostrò come circa il 50% del ^{137}Cs assorbito dalle foglie viene successivamente traslocato nei germogli. Aarkrog (1975) dimostrò come l'applicazione di ^{137}Cs a piante di cereali si traduce in un'accumulo a livello dei semi, anche se la contaminazione avviene ad uno stadio molto precoce nel ciclo vitale della piante; in questo il Cesio ha un comportamento molto diverso da quello di altri radionuclidi, che risultavano essere presenti quasi esclusivamente nella paglia. Infine, Dahlman et al. (1969) hanno dimostrato come dopo 8 giorni dall'applicazione di ^{137}Cs ad un prato erboso, il 20% del Cesio assorbito dalle foglie si era già accumulato nelle radici.

L'assorbimento del ^{137}Cs da parte delle radici avviene con la stessa facilità con cui esso viene assorbito dalle foglie. Ciò fu osservato già da Collander (1941) su 20 specie diverse di piante vascolari. Sembra inoltre che l'assunzione di K, Rb e Cs da parte delle radici segua le stesse leggi cinetiche, il che indicherebbe un meccanismo di assorbimento identico, o molto simile, per i tre ioni (Epstein & Hagen, 1952). Secondo Handley & Overstreet (1961) esisterebbe un comportamento competitivo

rispetto all'assunzione per via radicale tra Cs da una parte e K, Rb e lo ione ammonio dall'altra. Il Cesio avrebbe un comportamento simile a quello del Rb.

Un fenomeno particolare è quello denominato ''assunzione dalle parti basali della pianta'' (Coughtrety & Thorne 1983), e risulta soprattutto importante nella contaminazione di colture di piante erbacee, o di formazioni prative o pascolive. È stato infatti osservato che in caso di ricaduta radioattiva la contaminazione delle piante di pascolo o di prato è spesso più alta rispetto a quella osservata all'interno di formazioni boschive. La causa non è tanto da ricercarsi nella maggior superficie fogliare, ma soprattutto nel fatto che alla base dei culmi e all'interno delle rosette basali si ha un'accumulo di Cesio dovuto semplicemente al fatto che ivi converge l'acqua percolante lungo la foglia: parte di esso viene assorbito direttamente dalla superficie fogliare, parte viene invece dilavato nel suolo. Dal momento che il primo orizzonte del suolo (orizzonte A) è generalmente povero di argille che possano fissare il Cesio, questo si presenta per lo più in forma disponibile per l'assunzione da parte delle radici, e sembra mantenersi in tale stato per almeno alcuni anni (Boikat et al. 1978; Horak, 1986). La combinazione tra l'assorbimento attraverso le foglie e quello attraverso le radici sembrerebbe essere quindi il principale responsabile del maggior grado di contaminazione di vegetali che crescono in formazioni prative.

Da quanto esposto in precedenza, è evidente che la concentrazione di Cesio nei tessuti vegetali dipende in larga misura dalle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli: ciò rende piuttosto difficili le generalizzazioni sulla contaminazione da Cesio su vaste aree a partire da misure di concentrazioni nei tessuti vegetali, a meno che non si abbiano dettagliate informazioni sulla distribuzione dei vari tipi di suolo, o a meno che l'area interessata sia omogenea dal punto di vista pedologico.

Lo Stronzio

Il comportamento dello Stronzio nel suolo è molto simile a quello del Calcio, con la differenza che lo Stronzio tende ad essere fissato dalle argille in misura maggiore del Calcio. Rispetto al Cesio, lo Stronzio è molto più facilmente disponibile per l'assorbimento da parte degli apparati radicali. Secondo Nishita et al. (1965) lo Stronzio non assimilabile nel suolo rappresenta quasi sempre meno del 20% dello Stronzio totale. La diminuzione del pH nel suolo determina un aumento dello Stronzio in forma scambiabile, e nello stesso tempo un aumento dei complessi Stronzio-acidi umici (Juo & Barber 1970). La capacità di migrazione dello Stronzio dipende molto dal tipo di suolo: Spalding (1981) ha potuto dimostrare che la mobilità dello Stronzio viene sensibilmente diminuita con l'aumento di carbonato di Sodio, mentre Schreier & Woerner (1979) hanno calcolato velocità di migrazione molto maggiori nei terreni di bosco che in quelli di prato.

Lo Stronzio è simile al Cesio nella facilità di assorbimento, sia attivo, sia passivo, attraverso la superficie fogliare. Esso però differisce dal Cesio per il tasso estremamente basso di traslocazione all'interno dei tessuti vegetali (Bukovac et al. 1965). Ciò è confermato anche dal lavoro di Middleton (1959) sulle patate, in cui risultò che solo lo 0.14% dello Stronzio assimilato attraverso le foglie era passato alla radice. Secondo Haunold et al. (1986), pur aumentando il tasso di traslocazione per

l'accelerazione dei processi fisiologici che accompagnano la maturazione del frutto, la penetrazione dello Stronzio nei semi risulta molto più difficile di quanto osservato nel caso del Cesio. Una leggera contaminazione dei semi di cereali è stata osservata da Rediske & Selders (1953) e da Andersen (1971).

Per quel che riguarda l'assorbimento da parte dell'apparato radicale, lo Stronzio ha un comportamento simile a quello del Calcio. Secondo Andersen (1967b) esiste una relazione lineare tra l'assunzione di Calcio e l'assunzione di Stronzio da parte delle radici. Secondo Epstein & Leggett (1954) i due elementi vengono assimilati con lo stesso meccanismo fisiologico, e si comportano quindi da antagonisti. Dividendo il rapporto Sr/Ca nella pianta per quello Sr/Ca presenti nel suolo, si ottiene un valore sempre molto vicino ad 1, anche quando il Calcio del suolo è presente in concentrazioni molto più alte di quelle dello Stronzio. (Romney et al. 1959). Sembra però che la pianta sia in grado di effettuare una discriminazione dello Stronzio rispetto al Calcio nei processi di trasporto degli elementi dalla radice ai germogli: la ragione sembra essere legata alla scarsa mobilità dello Stronzio, che quindi viene fissato per la maggior parte nei tessuti dell'apparato radicale (Wallace & Romney 1971). Sembra che l'assunzione di Calcio da parte della pianta aumenti con la disponibilità di composti azotati nel suolo (Andersen 1972).

L'aumento di Calcio scambiabile nel suolo determina quindi una riduzione nell'assunzione di Stronzio. È però da tenere presente che il Calcio ha anche un effetto contrario: alte quantità di Calcio liberano per sostituzione lo Stronzio fissato nei colloidi del suolo, rendendolo maggiormente disponibile per l'assunzione da parte delle radici.

Uno studio da parte di Adams et al. (1965), ed una ricerca condotta da Kvartskhella et al. (1975) hanno dimostrato una correlazione negativa tra quantità di humus nel suolo ed assunzione di Stronzio. Sembra però (Haunold et al. 1986) che ciò sia vero soltanto quando la quantità di acidi umici è estremamente elevata. Una diminuzione nell'assunzione di Stronzio sembra anche avvenire con l'aumento della concentrazione di Potassio (Evans & Dekker 1963) o di Fosforo (Andersen, 1967b, 1971b).

Sembra inoltre che l'assunzione di Stronzio da parte delle radici sia tanto maggiore quanto più o Stronzio sia localizzato in superficie (Myhre et al. 1964; Evans & Dekker 1965; Andersen, 1967): al di sotto dei 40 cm l'assunzione di Stronzio è minima (Haunold et al. 1986). Per questo motivo, in caso di contaminazione da Stronzio, l'uso di un aratro profondo può avere degli effetti notevoli nella diminuzione della contaminazione delle colture.

Lo Stronzio tende ad essere assorbito dalle radici in misura molto maggiore di quella riscontrata per il Cesio. In generale, le piante che tendono ad accumulare maggiormente il Calcio, accumulano anche più Stronzio (Wiklander 1964; Andersen 1967b; Collins & Burch 1970). A parte le radici, di cui si è detto sopra, le altre parti della pianta dove la traspirazione è maggiore sono quelle in cui si constata la maggior concentrazione di Stronzio, che quindi è massima nelle foglie, e minima nei frutti o nei semi. La concentrazione tende inoltre ad aumentare con l'età della parte della pianta (Haunold et al. 1986).

Altri radionuclidi

Il Rutenio 103 è normalmente presente nel suolo in forma metallica. Sembra che la mobilità del Rutenio nel suolo sia un po' più alta di quella del Cesio (Essington & Nishita, 1966): essa avviene per lo più quando il Rutenio si presenta sotto forma di anione rutenato (Haunold et al. 1986). Sembra invece che il catione Rutenio possegga una mobilità estremamente ridotta, e tenda quindi a fissarsi negli orizzonti superficiali del suolo. Inoltre il tasso di traslocazione del Rutenio entro i tessuti vegetali è molto basso (Haunold et al. 1986). L'assunzione pare avvenga prevalentemente tramite la superficie fogliare, mentre l'assorbimento di Rutenio dal suolo tramite l'apparato radicale gioca un ruolo piuttosto trascurabile. (Aarkrog 1975; Coughtrey & Thorne 1983).

Il Plutonio in soluzione acquosa può presentarsi nei seguenti stati di ossidazione: Pu (III), Pu (IV), Pu (V), Pu (VI) e Pu (VII). Nel suolo prevale nettamente la forma Pu (IV) (Adelman & Rozzel 1970; Rai et. al. 1980). Sembra che il Plutonio abbia una spiccata tendenza a formare complessi con i colloidi del suolo; ad esempio; Ishita & Haug (1979) hanno potuto constatare la presenza di complessi con acidi umici, che in generale risultavano solubili ad un pH maggiore di 6. Risultati analoghi sono stati ottenuti da Vyas & Mistry (1980). In generale, tuttavia, sembra che anche la mobilità del Plutonio nel suolo sia piuttosto ridotta, anche a causa della poca solubilità di Po 2, per cui anche il Plutonio tende a concentrarsi nei più superficiali orizzonti pedologici. L'assunzione da parte delle piante vascolari avviene in prevalenza tramite la superficie fogliare (Haunold et al., 1986): secondo McLeod et al. (1980) più del 95% del Plutonio accumulatosi in conseguenza di una ricaduta viene assorbito dalla superficie fogliare, per cui la percentuale di Plutonio assunta dal suolo tramite le radici sembra del tutto trascurabile.

L'accumulo di radionuclidi nei funghi

La maggior parte delle ricerche concernenti l'accumulo di radionuclidi nei funghi riguarda gli ascomiceti lichenizzati, e si riferisce soprattutto a quei radionuclidi a periodo di dimezzamento più lungo, come ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239}Pu e ^{210}Pu (Erametsa & Yliruokanen 1971; Garty et al. 1977; Larsson 1970; Tuominen, 1967; Tuominen & Jaakkola 1973).

Il bioma più studiato è di gran lunga quello artico e subartico, a causa della grande importanza che ivi assume la catena alimentare lichene-renna-uomo (Hanson et al., 1967; Hanson 1971; Holm & Persson 1975; Kauranen & Miettinen 1969; Miettinen 1969, 1979; Persson 1973).

Le prime misure della quantità di ^{137}Cs e ^{90}Sr nei licheni risalgono alla fine degli anni '50. Gorham (1959) osservò che i licheni contenevano una quantità tre volte maggiore di questi radionuclidi rispetto alle piante vascolari. Hvinden & Lillegraven (1961) dimostrarono che i licheni hanno un'alta efficienza nel trattenere ^{137}Cs. Questi studi stimolarono ulteriori ricerche, quasi tutte svolte in ambiente artico; le prime indagini su vasta scala sono quelle di Liden (1961) e Weichold (1961); nei dieci anni successivi si è resa disponibile una grande quantità di dati sull'accumulo di radionuclidi negli ecosistemi artico e subartico, dalla Scandinavia all'America del

Nord, alla Siberia. Il massimo della contaminazione è stato raggiunto nel periodo 1964-1965. Dopo il 1965 si è avuto un rapido calo nella deposizione di radionuclidi conseguenti ai test nucleari, ma questo non è stato accompagnato da una corrispondente diminuzione della radioattività nei licheni degli ecosistemi artici (Tuominen & Yaakkola, 1973). Inoltre Plummer (1969) ha dimostrato che non si hanno significative perdite di ^{137}Cs dai talli lichenici per dilavamento dopo forti precipitazioni. Ciò dimostra come i licheni siano in grado di trattenere fortemente i radionuclidi nel tallo. Svennson & Liden (1965) e Hanson (1967) hanno trovato un buon accordo tra il fallout totale ed il contenuto di radionuclidi nei licheni, il che ha portato all'utilizzo di questi organismi come bioindicatori di contaminazione radioattiva.

Agli inizi degli anni '60 il contenuto di ^{137}Cs e di ^{90}Sr nei licheni della Finlandia era da 5 a 10 volte maggiore che nelle piante vascolari (Salo & Miettinen, 1964); nel 1969 il lichene *Cladonia stellaris* aveva una contaminazione 20 volte maggiore della graminacea *Deschampsia flexuosa* in Lapponia (Rahola & Miettinen, 1971). Il rapporto ^{137}Cs/^{90}Sr, che nelle ricadute dall'atmosfera va di solito da 1.4 a 2.0, ha invece valori che oscillano tra 3.0 e 5.0 nei licheni, il che indica che questi organismi tendono a trattenere maggiormente il Cesio rispetto allo Stronzio (vedi anche oltre). Le concentrazioni maggiori sono state misurate negli Stati Uniti, in Georgia, da Plummer & Helseth (1965) e Plummer (1969): il contenuto di ^{137}Cs in *Parmelia conspersa* raggiungeva i 5550 Bq/kg di peso secco nel 1962, ed i 7510 Bq/kg nel 1968.

La distribuzione di ^{137}Cs e di ^{90}Sr nei talli dei funghi lichenizzati è stata oggetto di numerose ricerche sino dagli inizi degli anni '60. Si è trovato che nei licheni fruticosi le parti distali dei talli contengono da 2 a 14 volte più ^{137}Cs delle parti basali (Paakkola & Miettinen, 1963; Hanson et al. 1967), mentre il contenuto di ^{90}Sr non mostrava grandi variazioni tra diverse parti dei talli. La mobilità dei cationi all'interno del tallo è stata studiata da Nevstrueva et al . (1967): sembra che Cs e Sr possano migrare facilmente all'interno del tallo, con la differenza che lo Stronzio è molto più facilmente dilavabile del Cesio. Risultati analoghi sono stati ottenuti da Subbotina & Timofeef (1961) e Hanson et al. (1967). Sembra quindi che il Cesio venga fissato più fortemente nei talli lichenici rispetto allo Stronzio.

La maggior parte della contaminazione avviene per deposizione dall'atmosfera alla superficie del tallo lichenico e conseguente assorbimento, mentre l'assorbimento dei radionuclidi dal suolo da parte del lichene sembra essere trascurabile (secondo Niznikov et al., 1969, solo 2% del Cesio presente nel suolo è in grado di penetrare nei talli lichenici). È stato invece dimostrato un passaggio di ^{90}Sr dal suolo alle porzioni basali dei talli lichenici (Hanson & Eberhardt, 1971).

Il periodo di dimezzamento biologico nei licheni è stato oggetto di numerosi studi (per una sintesi vedi Tuominen & Jaakkola, 1973). Per alcune Cladonie di ambiente artico il tempo di dimezzamento biologico del Cesio 137 risultò essere di circa 17 anni (Liden & Gustaffson, 1967); altri dati riferentisi a licheni raccolti in Alaska danno un valore di 8.1 anni nelle parti interne della regione, da 3.0 a 3.7 anni nelle parti costiere (Martin & Koranda, 1971). E possibile che tali differenze siano

dovute alla maggiore quantità di precipitazioni annue nelle parti costiere rispetto a quelle interne. Lo Stronzio 90 sembra avere un periodo di dimezzamento biologico molto più breve di quello di ^{137}Cs. Hanson & Eberhardt (1969) riportano valori di 1.2-1.6 anni; Persson (1971), di 2.5 anni. Questo fatto è in buon accordo con il già menzionato maggior valore del rapporto ^{137}Cs/^{90}Sr nei licheni rispetto alla ricaduta totale. Esso può essere dovuto a due possibili cause: a) maggior assorbimento di Cesio rispetto allo Stronzio, b) il fatto che il tempo di dimezzamento biologico del Cesio è maggiore di quello dello Stronzio.

Tali valori vanno comunque considerati con prudenza, in quanto sono difficilmente estrapolabili a licheni che crescono in ambienti diversi da quello artico: la velocità di crescita dei licheni ad alte latitudini è estremamente lenta, così come molto rallentati sono in generale tutti i processi fisiologici all'interno dei talli lichenici: è probabile che in climi più caldi e più umidi i periodi di dimezzamento biologico si rivelino sostanzialmente più brevi.

Oltre al ^{137}Cs, sono stati riscontrati molti altri radionuclidi ad emissione gamma nei talli lichenici. I più importanti sono ^{95}Zr, ^{106}Ru, ^{135}Sb e ^{144}Ce. Nel periodo immediatamente susseguente ad una forte ricaduta le concentrazioni di questi elementi nei talli lichenici sono generalmente alte (Hanson et al., 1967; Plummer, 1969; Koranda et al., 1971; Plummer, 1969), ma i valori decrescono rapidamente nel tempo a causa del breve periodo di dimezzamento di questi elementi.

Molto meno studiati sono i meccanismi fisiologici sottostanti alla fissazione dei radionuclidi all'interno dei talli dei funghi lichenizzati. Secondo Tuominen & Jaakkola (1976) la fase passiva dell'assunzione dei cationi radioattivi nei licheni sembra essere un qualche tipo di processo di scambio cationico. Esperimenti di laboratorio effettuati da Tuominen (1967) sull'assorbimento di ^{90}Sr in *Cladonia stellaris* hanno dimostrato che la fissazione dello ^{90}Sr nel tallo dipendeva fortemente dal pH della soluzione, aumentando con il crescere del pH; sembrava inoltre che il tallo avesse una selettività tale per cui negli scambi cationici venivano preferiti gli ioni bivalenti a quelli monovalenti. Un ulteriore studio da parte di Handley & Overstreet (1968) ha dimostrato come la fissazione di Cs 137 non dipendeva per nulla dall'attività fisiologica del lichene, e molto poco dalla temperatura. In questo i licheni sembrano differire notevolmente dalle piante superiori, in cui l'assorbimento da parte delle radici è fortemente dipendente dalla temperatura. Per quel che riguarda la natura delle molecole che sono in grado di fissare gli ioni radioattivi, Tuominen (1967) ha dimostrato che queste potrebbero venir identificate in una coppia di gruppi acidici. In un primo momento Tuominen (1967) ipotizzò che questi potessero essere inclusi nella molecola dell'acido uronico, che però successivi studi (Aronson, 1965) hanno dimostrato essere assente nei talli lichenici. Secondo Sterling (1970) tuttavia, il modello di assorbimento basato sullo scambio cationico rimane tutt'ora il più probabile, anche se la natura delle molecole coinvolte nel processo di scambio e fissazione non è ancora nota.

Studi condotti da Subbotina et al. (1981) hanno inoltre dimostrato che ioni ^{137}Cs risultavano ancora fortemente legati e difficilmente dilavabili in talli lichenici parzialmente decomposti. Questo indicherebbe che gli ioni Cs vengono trasportati

in profondità entro le cellule e legati a molecole citoplasmatiche tramite processi di traslocazione non passiva.

Esistono delle differenze abbastanza notevoli per quel che riguarda l'accumulo di radionuclidi tra funghi lichenizzati e funghi non lichenizzati, per cui i risultati ottenuti da lavori riguardanti i licheni non possono sempre venir generalizzati ai macromiceti. Questo fatto risulta facilmente spiegabile tenendo conto della diversa natura del tallo di un lichene, in cui le ife del fungo normalmente non penetrano nel suolo, e quello di un macromicete, il cui micelio penetra di solito profondamente nel substrato. Eckl et al. (1985) hanno dimostrato che i macromiceti tendono ad accumulare maggiori quantità di ^{137}Cs e di ^{40}K di quanto non avvenga nei licheni; inoltre, i licheni tendono ad assorbire maggiori quantità di radionuclidi a periodo di dimezzamento breve. Il basso tenore di ^{40}K nei licheni è stato riportato anche da Hanson & Eberhardt (1971).

Per quel che riguarda i funghi non lichenizzati, gli studi condotti sulla loro capacità di accumulare od assorbire radionuclidi sono in numero molto minore che nel caso dei licheni, e molti aspetti della fisiologia e dell'ecologia dell'assunzione di radionuclidi da parte dei macromiceti rimangono ancora oscuri. I primi studi che hanno dimostrato una relativamente alta concentrazione di ^{137}Cs e ^{90}Sr nei macromiceti risalgono agli anni '60 e '70 (Marah et al. 1962; Kiefer & Maushart, 1965). In alcuni casi la radioattività nei macromiceti risultava essere anche cento volte più alta di quella del latte o della carne prodotti nelle stesse zone di raccolta del fungo (Grueter, 1971). Uno studio di Maushart (1966) dimostrò che la concentrazione di ^{137}Cs nell'organismo umano raddoppiava nel periodo autunnale, e la causa fu individuata nell'aumentato consumo di macromiceti eduli durante l'autunno.

I dati di letteratura riguardanti la concentrazione di radionuclidi nei funghi non lichenizzati sono spesso contraddittori: in alcuni casi viene dimostrato un accumulo differenziale a seconda della specie; alti valori sono stati riscontrati in *Paxillus involutus* alcune Boletacee e molte Cortinariaceae (Grueter, 1966; Maushart, 1966; Röhleder, 1967; Haselwandtner, 1978). D'altra parte vi sono delle ricerche che dimostrano come funghi della stessa specie possono presentare forti differenze nel loro contenuto in ^{137}Cs, anche quando questi crescono sullo stesso suolo (Röhleder, 1967; Seeger & Schweinshaut, 1981), e l'alto tenore di ^{137}Cs nelle Boletacee ed in *Paxillus involutus* non ha trovato conferma in altri studi (Seeger & Schweinshaut, 1981). Sembra invece piuttosto chiara la dipendenza tra grado di contaminazione e tipo di suolo, essendo la contaminazione massima sia in suoli sabbiosi (Grueter, 1964; Maushart, 1966, Roehleder, 1967) sia in suoli di bosco fortemente umificati (Johnson & Nayfield, 1970). Quest'ultimo fatto è spiegabile alla luce delle considerazioni svolte nei precedenti capitoli: i suoli sabbiosi e quelli umici sono quelli in cui è massima la disponibilità di Cesio non fissato nei colloidi organici (soprattutto argille) e quindi in uno stato per cui la sua assunzione da parte del fungo risulta possibile. Tuttavia, uno studio effettuato in Olanda da Ijpelaar (1980) suggerisce che le grandi differenze nel tasso di accumulo di ^{137}Cs nei macromiceti dipendono esclusivamente da caratteristiche della specie, e non sono correlate al

tipo di suolo o di vegetazione in cui il fungo cresce.

Uno degli studi più comprensivi sull'accumulo di ^{137}Cs nei macromiceti è quello svolto da Seeger & Schweinshaut (1981): il lavoro si basa sull'analisi di 1166 campioni di fungo per un totale di 433 specie, raccolti in Europa Centrale dal 1967 al 1980. I risultati di questo lavoro possono venir riassunti come segue:

a) Funghi di specie diverse raccolti nello stesso sito presentano concentrazioni molto diverse di ^{137}Cs.

b) Funghi della stessa specie, nello stesso sito, presentano a volte forti differenze nella concentrazione di ^{137}Cs in periodi diversi dell'anno.

c) Il ^{137}Cs è ripartito in maniera non omogenea nel corpo fruttifero del fungo: la massima concentrazione di ^{137}Cs è stata misurata nella carne del cappello, la più bassa delle lamelle.

d) Nonostante le forti variazioni di cui sopra, molte specie hanno dimostrato di accumulare ^{137}Cs più di altre specie. Tra specie diverse vi sono differenze anche di 3000 volte nel contenuto in ^{137}Cs.

e) La concentrazione di ^{137}Cs in molti casi è maggiore nel fungo che nel suolo.

Il punto a) suggerisce una differenza a livello di specie nella tendenza ad accumulare ^{137}Cs; il punto d) è spiegabile tenendo conto del fatto che il comportamento del Cesio nell'ambito dell'organismo fungino è simile a quello del Potassio (Steinberg, 1946), e che la ripartizione del Cesio nel corpo fruttifero del fungo corrisponde perfettamente a quella del Potassio (Seeger, 1978). Il punto d) corrobora ulteriormente l'ipotesi di cui al commento al punto a); il punto e) suggerisce che in alcuni casi almeno vi sia un trasporto attivo del Cesio all'interno del micelio. Il punto b) rimane al momento completamente inspiegabile.

Si hanno pochissimi dati riguardanti possibili correlazioni tra la tendenza all'accumulo di radionuclidi ed ecologia del fungo; questo è particolarmente grave tenendo conto del fatto che i macromiceti possono essere saprobi oppure entrare in simbiosi micorrizica con piante superiori, e che il micelio si può trovare a diverse profondità nel suolo. A nostro parere proprio questo aspetto, sinora trascurato, può meglio chiarire la grande variabilità riscontrata nell'accumulo di radionuclidi nei macromiceti. Secondo Röhleder (1967) i funghi micorrizogeni e quelli lignicoli sarebbero caratterizzati da un minor contenuto in ^{137}Cs rispetto ai saprobi non lignicoli, ma questi dati non risultano confermati da quelli forniti Seeger & Schweinshaut (1981). Su quest'ultimo punto, tuttavia, torneremo in sede di discussione dei risultati di questo studio. Per quel che riguarda il rapporto tra l'assunzione di radionuclidi da parte dei funghi e tipo di suolo valgono considerazioni molto simili a quelle già esposte per l'assunzione di radionuclidi da parte delle radici delle piante superiori. In particolare, sembra che in terreni argillosi il ^{137}Cs venga accumulato di meno anche dai funghi, che l'accumulo sia massimo in suoli ricchi di humus ed in quelli con pH più acido, per i motivi esposti nei capitoli precedenti. (Eckl et al. 1985).

Nei mesi successivi all'incidente alla centrale di Chernobyl, in tutta Europa è stato riscontrato un aumento drastico nel contenuto di ^{134}Cs e ^{137}Cs nei macromiceti (Kuyper, 1987). In moltissimi casi la concentrazione di ^{137}Cs in materiale fresco è

risultata di molto superiore ai 600 Bq/Kg. Si è posto il problema se fosse o meno possibile diminuire la concentrazione di Cesio nel suolo utilizzando la capacità dei macromiceti di accumulare radionuclidi nei corpi fruttiferi. Sono state formulate proposte di decontaminazione basate su un asporto massiccio di corpi fruttiferi di macromiceti. Tuttavia, secondo Kuyper (1987), anche raccogliendo tutti i corpi fruttiferi, la contaminazione del suolo diminuirebbe soltanto dell'1%. Considerando che il tasso di decadimento annuale del Cesio è 2.3%, si può concludere che un tale procedimento non risulterebbe effettivo, ed è anzi sconsigliabile per i suoi effetti dannosi alle micorrize.

METODI

Strategia di campionamento

La scelta del tipo di campionamento dipende da numerosi fattori, tra cui i più importanti sono:

a) i problemi che si intendono risolvere.
b) il tempo ed i mezzi a disposizione.
c) le conoscenze che si hanno "a priori" sull'oggetto del campionamento.
d) la struttura geomorfologica dell'area da campionare.

Nel caso specifico della Regione Friuli-Venezia Giulia la situazione era la seguente:

a) Sia i dati disponibili in letteratura sulla contaminazione radioattiva dei macromiceti, sia le prime misure effettuate su campioni di diversa provenienza nell'ambito della Regione dimostravano che la concentrazione di radionuclidi può variare notevolmente nell'ambito di campioni della stessa specie provenienti da aree diverse, e tra campioni di specie diverse provenienti dalla stessa area. In una situazione di questo tipo i principali problemi da risolvere sono due:

1) Accertare se esistono o meno delle differenze significative nell'accumulo di radionuclidi tra diverse specie, se queste differenze siano specie-specifiche, e se esistano dei fattori capaci di spiegare causalmente le eventuali differenze.

2) Valutare se esistano delle differenze nel tasso di contaminazione dei macromiceti tra aree diverse della Regione, e quantificare le eventuali differenze, possibilmente redigendo una carta della contaminazione radioattiva dei macromiceti nel Friuli-Venezia Giulia.

È evidente come una soluzione positiva del primo punto sia il presupposto indispensabile per la soluzione del problema di cui al punto 2). Se, come alcuni dati di letteratura lasciavano pensare, le differenze nell'accumulo tra individui della stessa specie o di specie diverse non fossero spiegabili sulla base di fattori noti, non sarebbe nemmeno possibile l'utilizzazione dei macromiceti stessi quali bioindicatori di accumulo radioattivo. La strategia di campionamento da adottare deve quindi tenere in considerazione la soluzione di entrambi i problemi, e cioé deve prevedere la raccolta di almeno due specie di macromiceti per punto di rilevamento, al fine di poter valutare eventuali differenze, ed il campionamento deve avere una intensità

tale da poter permettere eventuali estrapolazioni dei risultati a tutto il territorio regionale.

b) Il tempo a disposizione era molto ristretto: erano attesi i primi risultati prima della fine della stagione di maggior consumo dei funghi (fine di ottobre), ed il campionamento poteva iniziare soltanto negli ultimi giorni di settembre, dopo un periodo piovoso sufficientemente lungo che assicurava una buona presenza di macromiceti su tutto il territorio regionale. Nelle aree site a maggiore altitudine, già verso la metà di ottobre la presenza di macromiceti è estremamente ridotta, e si hanno le prime gelate notturne; verso la seconda settimana di ottobre, in conseguenza di un periodo arido, i macromiceti erano divenuti estremamente rari anche in pianura.

Considerando che era necessario almeno un mese di tempo per avere i risultati delle analisi dei campioni, e che una relazione preliminare era attesa per la fine di novembre, la strategia di campionamento prevedeva un periodo di 7-10 giorni a partire dal 23 Settembre. Considerando che la media delle stazioni campionabili era di 5 per giorno, il totale dei punti di rilevamento andava da 35 a 40.

Un ulteriore problema riguarda il numero di specie di macromiceti da campionare per ciascuna stazione: il numero totale di specie presenti in Regione non è noto, ma esso è certamente molto elevato. Un recente studio (Cebulec & Pertot, 1984) effettuato in una ristretta area del Carso Triestino, ha potuto ad esempio accertare la presenza di più di 300 specie, molte delle quali potenzialmente eduli. Una soluzione potrebbe essere stata quella di limitare l'indagine a poche specie di largo consumo, tuttavia una decisione "a priori" su un ristretto numero di specie porterebbe a seri problemi di campionamento, almeno per due motivi principali: a) molte specie sono ristrette a singole fascie di vegetazione, e quindi non si avrebbero dati per molti punti di rilevamento; b) la ricerca delle specie selezionate per l'indagine occuperebbe un tempo talmente rilevante da non permettere di terminare il campionamento stesso in tempi ragionevolmente brevi. Nel progetto si prevedeva quindi di limitare il campionamento ad un numero minimo di due specie per ogni sito, indipendentemente dal tipo di specie.

Tenendo conto che il numero minimo di campioni di fungo previso è di 2 per stazione, e che il numero di stazioni previsto era di 35-40 il numero totale minimo di campioni da analizzare era previsto in 70-80. Questo sembrava compatibile con le possibilità del Centro di Fisica Sanitaria dell'U.S.L. n. 7 "Udinese", responsabile delle misure.

In realtà il numero dei campioni analizzati è stato di molto maggiore, grazie alla disponibilità dei tecnici del Centro stesso. Ciò ha permesso di raccogliere una media di 8-10 specie diverse per stazione, rispetto alle 2 previste come numero minimo.

c) Le conoscenze disponibili sui rapporti tra tipi di suolo ed accumulo di radionuclidi da parte dei macromiceti indicano che il tasso di contaminazione del fungo, a parità di contaminazione del suolo, dipende dal tipo di suolo stesso: ad esempio suoli con alto contenuto di argille determinano una contaminazione minore di quanto non avvenga in suoli con alto contenuto in acidi umici, inoltre il pH del suolo sembra anche avere un influsso non irrilevante sulla quantità di radionuclidi

che vengono assunti dai funghi (v. capitoli introduttivi). Era quindi possibile che le già citate grandi differenze nella contaminazione di singoli campioni della stessa specie fossero anche dovute a differenze pedologiche. Inoltre, diverse specie di fungo possono presentare il micelio a profondità diverse nel suolo, per cui è necessario avere informazioni sulla variazione della contaminazione radioattiva lungo il profilo pedologico. Ciò rendeva necessaria l'acquisizione di dati sul tipo di suolo. Un'analisi pedologica accurata andava però al di là dei limiti del presente studio, sia in termini di tempo, che di costi e di competenze richieste.

Il problema è stato risolto nel seguente modo: per ogni punto di rilevamento sono stati anche raccolti due campioni di suolo, uno comprendente lo strato di strame, quando presente (Orizzonte A^{00}), il secondo lo strato immediatamente sottostante di humus (orizzonte A), su un area approssimativa di 200 cm^2. La radioattività di questi suoli è stata misurata al fine di avere dei dati sulla distribuzione verticale della contaminazione radioattiva nel profilo pedologico, e per poter paragonare la contaminazione dei suoli tra le diverse stazioni. Le principali caratteristiche dei suoli non sono state ottenute da un'analisi diretta dei campioni di suolo in quanto per questo due campioni per stazione non sarebbero sarebbero stati sufficienti, ma sono state ottenute per via indiretta, utilizzando le piante vascolari presenti in ogni stazione come bioindicatori, tramite gli indici associati da Landolt (1977) alle specie di piante superiori. In ciascun sito di rilevamento, quindi, è stato effettuato un rilievo della vegetazione fanerogamica, e gli indici ecologici (vedi oltre) disponibili per ciascuna specie sono stati utilizzati successivamente per caratterizzare l'ecologia delle singole stazioni, tra cui anche i principali caratteri del suolo.

d) Gran parte della regione comprende aree montagnose, dove forti differenze ecologiche esistono tra zone contigue site a diversa altitudine. Una corretta strategia deve quindi prevedere una simile intensità di campionamento per aree site a diverse altitudini. Un campionamento di tipo randomizzato va escluso in partenza in quanto, per essere rappresentativo, richiederebbe un aumento eccessivo (rispetto al tempo disponibile) dei siti da campionare. Nel progetto il campionamento è stato stratificato per fascie di vegetazione: questa scelta ha almeno due vantaggi:

a) permette di calcolare l'intensità di campionamento per ciascuna fascia, e di controllare in fase di elaborazione dei dati se quelli relativi alle stazioni site nella medesima fascia siano più o meno omogenei (e quindi generalizzabili alla fascia stessa).

b) è più corretto dal punto di vista ecologico, in quanto i limiti altitudinali delle fascie di vegetazione variano in dipendenza di molteplici fattori (es.: esposizione, roccia madre, piovosità), e le condizioni ecologiche sono più omogenee all'interno della stessa fascia che tra fascie diverse. Si ha quindi maggiore omogeneità nei fattori ecologici principali tra due siti posti ad altitudini diverse nella stessa fascia di vegetazione che tra due siti posti alla stessa altitudine, ma rientranti in due fascie di vegetazione diverse. Al fine di rendere più confrontabili tra loro i siti di campionamento si è inoltre deciso di effettuare il campionamento quasi esclusivamente

nell'ambito di ecosistemi boschivi.

La lista dettagliata delle stazioni rilevate, con la loro precisa localizzazione, è riportata in appendice. La loro ripartizione geografica e mostrata in Fig. 1.

La caratterizzazione ecologica indiretta delle stazioni

Al fine di ottenere quante più informazioni possibili sulle caratteristiche ecologiche delle stazioni di campionamento, ed in particolare su quelle dei suoli, si sono utilizzati gli indici ecologici associati da Landolt (1977) alle specie di piante superiori (incluse le pteridofite) della flora svizzera. Tali indici sono riportati nei dati in appendice, e si riferiscono ai seguenti fattori ecologici:

A) *Umidità*

1) Piante di suoli molto secchi, indicatrici di aridità.

2) Piante indicatrici di suolo moderatamente arido.

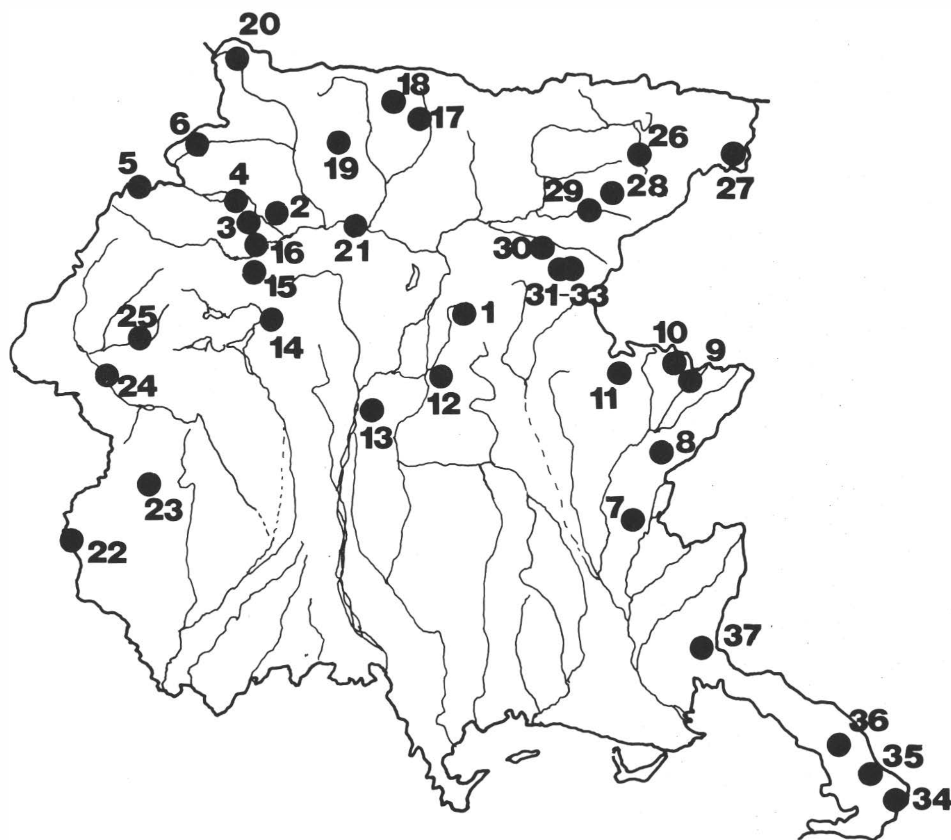


Fig. 1 — Distribuzione delle stazioni di campionamento numerate come in Appendice.

3) Piante indicatrici di suolo mesico.
4) Piante indicatrici di suolo umido.
5) Piante indicatrici di suolo molto umido.

B) *Acidità del suolo*
1) pH 3 - 4.5
2) pH 3.5 - 5.5
3) pH 4.5 - 7.5
4) pH 5.5 - 8.0
5) pH sempre maggiore di 6.5.

C) *Contenuto in sostanze nutritive del suolo*
1) Suoli molto poveri.
2) Suoli poveri.
3) Suoli moderatamente ricchi.
4) Suoli ricchi di sostanze nutritive.
5) Suoli concimati.

D) *Contenuto in sostanza organica*
1) Suoli minerali
2) Suoli minerali con basso contenuto in humus negli orizzonti superficiali.
3) Suoli moderatamente umificati (soprattutto Müll).
4) Suoli molto umificati ma soltanto in superficie.
5) Suoli torbosi.

E) *Granulometria ed aerazione del suolo*
1) Suoli rocciosi (roccia compatta).
2) Suoli ghiaiosi.
3) Suoli sabbiosi, ben aerati, permeabili.
4) Suoli poveri in scheletro, con sabbia fine, moderatamente ben aerati.
5) Suoli argillosi o torbosi, molto poveri in scheletro, generalmente mal aerati.

G) *Luminosità*
1) Piante d'ombra
2) Piante di stazioni con luce diffusa (3-10% d'intensità relativa)
3) C.s. (10% di intensità relativa)
4) Piante crescenti in piena luce, ma che possono crescere anche, temporaneamente, in ombra
5) Piante esclusivamente presenti in piena luce.

H) *Temperatura*
1) Piante microterme, tipiche della fascia alpina o della zona artica.
2) Piante moderatamente microterme.
3) Piante mesoterme, tipiche della fascia montana.
4) Piante che crescono a temperatura relativamente alta (fascia collinare).
5) Piante legate ad alte temperature (fascia planiziale ed area mediterranea).

Per ciascuna stazione è stata calcolata la distribuzione di frequenza nelle varie classi di ciascun indice, espressa in percentuale sul totale delle specie di piante superiori presenti nella stazione stessa. I dati, riportati nella Tab. 2, sono stati utilizzati in sede di elaborazione per testare alcune ipotesi formulate in letteratura

sull'assorbimento differenziale di certi radionuclidi da parte di funghi e piante superiori rispetto a differenti condizioni pedologiche. La caratterizzazione ecologica delle stazioni tramite gli indici di Landolt è anche utile per definire il più precisamente possibile, nei limiti del tempo disponibile per questo studio, le caratteristiche dell'universo di campionamento. In particolare, questi dati potranno tornare di utilità in caso di successivi studi nelle stesse stazioni, al fine di seguire il fenomeno dell'andamento della contaminazione radioattiva nel suolo e nella catena alimentare.

Metodi di misura della radioattività

Le misure della radioattività dei campioni sono state effettuate dal Laboratorio del Servizio di fisica sanitaria dell'U.S.L. n. 7 ''Udinese''. Tutte le misure sono state eseguite su prodotto fresco. In seguito, i campioni sono stati inviati al Centro di Sperimentazione Agraria di Pozzuolo del Friuli per essere sottoposti ad essicazione. I dati riportati in questo lavoro si riferiscono al peso secco del campione; in tale modo si è potuta eliminare la dipendenza delle misure dallo stato di idratazione del

Tab. 1 — Radionuclidi presenti nel nocciolo del reattore di Chernobyl, con periodo di dimezzamento e stime di percentuali rilasciate in conseguenza dell'incidente. Le stime hanno un'incertezza di ± 50%.

Elemento	Periodo di dimezzamento (d)	Inventario (Bq)	Percentuale rilasciata
Kr-85	3930	$3,3 \times 10^{16}$	100
Xe-133	5,27	$1,7 \times 10^{18}$	100
I-131	8,05	$1,3 \times 10^{18}$	20
Te-132	3,25	$3,2 \times 10^{17}$	15
Cs-134	750	$1,9 \times 10^{17}$	10
Cs-137	$1,1 \times 10^{4}$	$2,9 \times 10^{17}$	13
Mo-99	2,8	$4,8 \times 10^{18}$	2,3
Zr-95	65,5	$4,4 \times 10^{18}$	3,2
Ru-103	39,5	$4,1 \times 10^{18}$	2,9
Ru-106	368	$2,0 \times 10^{18}$	2,9
Ba-140	12,8	$2,9 \times 10^{18}$	5,6
Ce-141	32,5	$4,4 \times 10^{18}$	2,3
Ce-144	284	$3,2 \times 10^{18}$	2,8
Sr-89	53	$2,0 \times 10^{18}$	4,0
Sr-90	$1,02 \times 10^{4}$	$2,0 \times 10^{17}$	4,0
Np-239	2,35	$1,4 \times 10^{17}$	3
Pu-238	$3,15 \times 10^{4}$	$1,0 \times 10^{15}$	3
Pu-239	$8,9 \times 10^{6}$	$8,5 \times 10^{14}$	3
Pu-240	$2,4 \times 10^{6}$	$1,2 \times 10^{15}$	3
Pu-241	4800	$1,7 \times 10^{17}$	3
Cm-242	164	$2,6 \times 10^{16}$	3

fungo al momento della raccolta. I funghi, infatti, sono in grado di assorbire quantità d'acqua di peso anche decine di volte superiore a quello secco, per cui le misure di radioattività effettuate su peso fresco non sono comparabili.

La misura è stata eseguita entro 4 ore dalla raccolta, dopo aver ripulito i funghi ed averli collocati in un beaker di Marinelli della capacità di un litro. Tale recipiente, di forma cilindrica, è costruito in maniera di ottenere la migliore geometria di rivelazione possibile per il tipo di strumenti a disposizione del laboratorio.

Il rivelatore è allo stato solido al germanio-litio, continuamente raffreddato con azoto liquido e schermato con del piombo per limitare l'influenza della radiazione di fondo. La tensione di alimentazione è di 4000 V, 1 efficienza di rivelazione di circa il 14% ed il Fwhm al ^{137}Cs dell'ordine dei 2 keV.

Il rivelatore è un Canberra, il preamplificatore e Pgt e l'amplificatore è il modello 578 della Ortec. Come multicanale è stato utilizzato un calcolatore M-24 Olivetti con hardware dedicato Nucleus, con 640 K di memoria. Le misure sono state effettuate su 8192 canali (circa 0.2 keV per canale), coprendo così un range di energie sino a 1700 keV circa.

Uno spettro della radiazione gamma, come appare al multicanale, è riportato nella Fig. 2.

La durata di ogni misura è stata di 600 secondi e sono stati analizzati i seguenti radioisotopi: ^{131}I, ^{103}Ru, ^{134}Cs, ^{137}, ^{40} K ^{140} La. Con l'eccezione di ^{40}K, i radioisotopi analizzati sono quelli presenti in maggiore concentrazione dopo l'incidente di Chernobyl, rilevabili con le attrezzature a nostra disposizione nel periodo dell'effettuazione delle misure. Il ^{40}K invece, è un radioisotopo naturale che è stato rilevato per mettere in luce eventuali correlazioni tra la sua concentrazione e quella del ^{134}Cs e del ^{137}Cs.

In considerazione del fatto che, a causa del loro tempo di dimezzamento fisico, i radioisotopi ^{131}I, ^{103}Ru, ^{140}Ba e ^{140}La, durante il periodo delle misure, presentavano concentrazioni molto basse, e quindi rilevazioni con errori percentuali piuttosto elevati, essi sono stati per il momento trascurati in fase di elaborazione dati. Le eventuali correlazioni esistenti tra ^{40}K, ^{134}Cs e ^{137}Cs sono tutt'ora oggetto di analisi e non vengono incluse in questo lavoro.

Elaborazione dei dati

I dati relativi alla contaminazione dei singoli campioni sono stati organizzati in una Banca Dati presso il laboratorio di misure del Servizio di Fisica Sanitaria dell'U.S.L. n. 7 "Udinese". La Banca Dati ed i programmi di elaborazione sono stati realizzati con software originale su elaboratore DEC PDP 11. L'utilizzazione della Banca Dati ha reso possibile raggruppare i singoli campioni sulla base di criteri diversi in tempo relativamente rapido, permettendo quindi di testare facilmente diverse ipotesi di lavoro formulate nel corso di questo studio.

La elaborazione numerica della matrice delle stazioni e delle specie di piante vascolari, e di quella delle stazioni e delle specie di macromiceti è stata effettuata come segue:

a) Classificazione numerica delle specie e delle stazioni, al fine di ottenere gruppi di

stazioni con simile componente floristica. La classificazione è stata effettuata su una matrice ridotta in cui mancavano le specie sporadiche (presenti una o due volte soltanto in tutta la matrice), utilizzando il package di programmi di Wildi & Orloci (1983). La classificazione è basata sul coefficiente di correlazione come misura di somiglianza e sul Complete Linkage Clustering come algoritmo di classificazione (Anderberg, 1973).

b) Analisi Canonica, (AOC, Feoli & Orloci 1979) sulla tabella di contingenza dei gruppi di specie e dei gruppi di stazioni, al fine di quantificare eventuali correlazioni tra gruppi di specie e di stazioni. Il programma utilizzato è CIAC in Wildi & Orloci (1983).

c) Ordinamento reciproco delle stazioni e delle specie (Orloci 1978), al fine di individuare eventuali gradienti ecologici e di mettere in rilievo le specie indicatrici più frequenti. Anche l'ordinamento reciproco è stato ottenuto utilizzando il package di programmi di Wildi & Orloci (1983).

CARATTERIZZAZIONE ECOLOGICA DELLE STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

Lo scopo di questo capitolo è quello di presentare una caratterizzazione ecologica dei siti di campionamento, che sia la più precisa possibile nei limiti dei dati a nostra disposizione. Come già accennato, per quasi tutte le stazioni di campionamento è stato effettuato un rilievo della vegetazione fanerogamica. La matrice dei rilievi e delle stazioni è stata sottoposta a programmi di classificazione ed ordinamento al fine di ottenere gruppi di stazioni con simile composizione floristica. Ciò permette di comprendere più chiaramente entro quali tipi di vegetazione il campionamento è stato effettuato. Analoghe elaborazioni sono state condotte sulla matrice delle specie di macromiceti e delle stazioni, al fine di raggruppare le stazioni a seconda della somiglianza della florula micotica. Nell'ambito di questo capitolo si riportano anche le tabelle relative ai vari indici ecologici calcolati sulla base dei valori proposti da Landolt (1977) (Tab. 2), in modo da poter quantificare, sia pure per via indiretta, le caratteristiche ecologiche salienti di ciascuna stazione. Come si vedrà in sede di discussione dei risultati, le differenze nella contaminazione tra le diverse stazioni sono risultate dipendenti da fattori diversi da quelli pedologici, ed in particolare da differenze nelle precipitazioni nei primi 15 giorni dopo l'incidente di Chernobyl. Ciò ha mascherato fortemente eventuali differenze dovute ad altri fattori quali suolo, vegetazione etc. I dati vengono tuttavia qui riportati in quanto potrebbero rivelarsi utili in una fase successiva di studio volta a chiarire l'effetto di differenze pedologiche od ecologiche in genere sui tassi di contaminazione.

Classificazione ed ordinamento delle stazioni in base alle piante vascolari

Il dendrogramma delle stazioni, basato sulle liste delle piante vascolari in esse presenti, è in Fig. 3: si formano quattro gruppi principali di stazioni (A, B, C, D). Il dendrogramma delle specie è in Fig. 4: si formano otto gruppi principali di specie. La tabella 3 riporta la matrice delle stazioni e delle specie ordinata secondo i risultati delle due classificazioni, quella delle stazioni e quella delle specie. La correlazione

Tab. 2 — Distribuzione di frequenza degli indici di Landolt nelle stazioni di campionamento. Le stazioni sono disposte nella sequenza ottenuta tramite classificazione numerica (v. Fig. 3). per i simboli relativi a ciascun indice v. testo.

STAZ. Nr.	29	25	26	16	19	15	27	20	28	5	6	17	18	10	22	9	7	12	8	22	1	1	14	3	36	35	4	23	11	34	13	30	24
A																																	
1																	2.3	3.6	2.8	2.7	3.4	5.6			30.0	28.6					3.1		
2	26.5	6.7	34.8	6.7	25.0	20.0	17.3	23.3	13.8	11.5	13.9	10.3	26.3	11.8	8.3	31.0	29.5	29.5	33.3	32.4	65.6	66.6	26.1	31.7	56.6	48.6	14.6	23.3	31.6	40.8	18.8	21.0	24.0
3	64.7	76.7	56.5	64.7	60.7	70.0	82.7	70.0	86.2	80.8	72.2	79.3	66.6	76.5	79.2	62.1	65.9	46.2	58.3	62.2	27.6	2.8	60.9	65.9	13.3	2.9	73.2	76.6	68.4	55.5	71.9	78.9	72.0
4	8.8	6.6	8.7	8.8	10.7	10.0		6.6		3.4	13.9	6.8	5.5	11.8	12.5	6.9	2.3	14.3	2.8				13.1	2.4			12.1			3.7	6.2		4.0
5					3.6					3.9		3.4						3.6			3.4												
w	5.9	3.3	13.0	5.9		5.0			10.3	15.3	8.3	10.3	11.1	11.7	8.3	12.4	13.6	17.8	5.5	5.5	17.2	13.9	13.0	2.4	16.6	12.1	7.3	10.0	5.2	14.8	12.5	10.5	14.0
B																																	
1	2.9	3.3	4.3	5.3		5.0	3.4	3.3	3.4	11.5	2.8	5.5	5.8					2.8	2.7								4.9						
2	5.9		8.7	5.3	3.6		17.2	23.3	24.3	34.6	8.3	10.3	27.7	11.7	12.5	6.9	9.0	7.1	11.1	8.1		2.7	4.3	2.4			9.7		11.1	3.7	9.4	5.2	4.0
3	58.8	50.0	30.4	36.8	57.1	65.0	44.8	45.0	48.3	34.6	50.0	62.1	44.4	47.0	70.1	41.2	43.2	57.1	41.6	43.3	34.4	30.5	34.7	43.9	30.0	31.4	56.0	40.0	22.2	40.7	40.6	36.8	44.0
4	26.4	40.0	43.5	36.8	32.1	25.0	27.6	16.6	20.7	15.4	33.3	20.7	11.1	23.5	8.3	41.4	45.4	25.0	36.1	35.1	55.2	63.8	39.1	46.3	66.6	62.9	24.4	53.3	55.5	51.9	46.8	52.6	48.0
5				5.3																2.7	3.4	2.7	8.6	2.4	3.3	2.8							
x	5.9	6.6	13.1	10.5	7.1	5.0	6.9	6.7	3.4	3.8	5.6	6.9	11.1	11.8	8.3	10.3	2.3	10.7	8.3	5.4	6.9		13.0	4.9		2.9	4.9	6.6	11.1	3.7	3.1	5.3	4.0
C																																	
1										3.8									2.7														
2	35.3	13.3	43.5	22.2	14.3	15.0	27.6	30.0	37.9	61.5	16.6	17.2	44.4	29.4	16.6	37.9	36.3	39.2	41.6	40.5	69.5	75.0	30.4	39.0	80.0	71.4	21.9	20.0	31.6	44.4	28.1	36.8	20.0
3	55.8	76.6	52.2	77.7	71.4	60.0	62.1	60.0	44.8	15.4	58.3	62.1	44.4	52.9	50.0	51.7	52.3	32.1	52.8	56.7	20.7	22.2	60.9	51.2	10.0	12.9	60.9	60.0	57.9	51.8	62.5	52.6	72.0
4	8.8	10.0	4.3		12.3	20.0	10.3	10.0	17.2	19.3	25.0	20.7	11.1	17.6	29.2	10.3	11.4	25.0	2.8	2.7	13.8	2.8	8.7	7.8	10.0	5.7	17.1	20.0	10.5	3.7	9.4	10.5	8.0
D																																	
2	2.9		4.3						3.4	3.8			5.5			3.4	2.8	3.6	2.7		6.9	2.7	8.7	2.4	6.6	5.7			5.5	3.7			
3	38.2	36.6	39.1	36.8	46.2	50.0	27.6	43.3	37.9	38.5	33.3	44.8	44.4	52.9	25.0	48.3	52.3	50.0	59.9	48.6	65.5	66.6	47.8	41.5	83.3	80.0	34.1	70.0	55.5	44.4	56.2	57.9	41.0
4	55.8	60.0	52.2	57.9	53.6	45.0	68.9	53.3	55.2	42.3	63.9	55.2	44.4	41.2	75.0	48.3	45.4	39.3	33.3	45.9	27.6	30.6	39.1	56.1	10.0	14.3	61.0	30.0	38.9	51.1	43.7	42.1	52.0
5	2.9	3.3	4.3	5.3		5.0	3.4	3.3	3.4	15.3	2.8		5.5	5.9				3.6	5.5	2.7			4.3				4.9						
E																																	
1	2.9														4.1							2.7					2.4						5.2
2	5.8	3.3	4.3		7.1	5.0	6.9	3.3	13.8	3.8	2.8	10.3	11.1	5.9	8.3	3.4	4.5	3.6	2.8	5.4	6.9	11.1	8.7	2.4	10.0	5.7	7.3	6.6			3.1	10.5	
3	17.7	16.7	26.1	16.7	17.8	15.0	6.9	16.7	13.8	3.9	8.3	6.9	5.5		4.2	24.1	20.4	17.9	25.0	27.0	51.7	38.9	30.4	29.3	43.3	42.9	7.3	23.3	31.6	11.1	21.9	26.3	11.1
4	58.9	70.0	52.2	72.2	67.9	75.0	79.3	66.6	58.6	76.9	75.0	68.9	66.6	76.5	70.1	55.2	68.2	60.7	61.1	62.2	27.6	33.3	43.5	61.0	33.3	76.0	68.3	60.0	63.1	74.0	65.7	57.9	74.0
5	2.9	3.3	8.7	11.1				6.7	3.4	11.5	8.3	6.9		11.7	8.3	13.8	4.5	10.7	5.5		3.4	11.1	13.0	2.4	13.3	11.4	9.7	6.6		7.4	6.2		7.4
x	11.7	6.7	8.7		7.1	5.0	6.9	6.6	10.3	3.8	5.5	6.9	11.1	5.9	4.1	3.4	2.3	7.1	5.5	5.4	10.3	2.8	4.3	4.9			4.9	3.3	5.3	7.4	3.2		7.4
F																																	
1	17.6	16.6	13.0	16.6	10.7	20.0	10.3	3.3	6.9		16.6	10.3	11.1	5.8	10.8		4.5		5.5	5.4	3.4		8.7	4.8			17.0	3.3	5.3			5.2	8.0
2	61.8	60.0	56.2	33.3	64.3	60.0	68.9	63.3	44.8	19.2	55.5	55.1	61.1	58.8	58.3	42.3	36.4	28.6	25.0	37.8	24.1	22.2	21.7	36.6	3.3	2.9	58.5	33.3	68.4	48.1	53.1	63.1	64.0
3	17.6	23.3	21.7	38.8	21.4	62.0	20.6	20.0	41.3	43.3	27.8	31.0	16.7	29.4	20.8	57.7	54.5	57.1	55.5	48.6	44.9	66.6	47.9	51.2	26.7	31.4	24.4	53.3	21.0	37.0	40.6	26.3	28.0
4	2.9		8.7	11.1				3.3	6.9	38.5			11.1	5.9		10.3	4.5	14.3	13.9	8.1	27.6	11.1	21.7	7.3	66.7	62.9		10.0	5.3	14.8	6.2	5.3	
5					3.6							3.4													3.3	2.9							
G																																	
2	2.9	3.3	21.7	11.1	14.3		13.7	16.6	31.0	53.9	16.6	10.3	22.2		20.8					2.7	13.8	5.5	8.7	4.9			24.4	3.3	5.3				
3	70.6	60.0	60.9	50.0	64.3	75.0	75.9	73.3	55.1	43.3	73.3	75.9	77.7	88.2	70.8	42.3	74.0	39.3	44.4	40.5	31.0	30.5	26.1	43.9	30.0	40.0	60.1	30.0	68.4	33.3	37.5	47.4	52.0
4	20.6	33.3	13.0	33.3	17.9	20.0	10.3	10.0	13.8	3.8	10.0	13.8		11.8	8.3	51.7	50.0	46.4	41.7	37.9	41.4	50.0	43.5	41.5	43.3	37.1	14.6	53.3	10.5	59.3	43.8	36.8	40.0
5	5.9	3.3	4.3	5.5	3.6	5.5										10.3	15.9	14.3	13.9	18.9	13.8	13.9	21.7	9.7	26.7	22.9		13.3	10.5	7.4	18.7	15.8	8.0

tra i gruppi di specie ed i gruppi di stazioni è visualizzata in Fig. 5: le correlazioni più forti sono le seguenti:

Gruppo di stazioni A: non risulta correlato fortemente con alcun gruppo di specie; le correlazioni maggiori si hanno comunque con i gruppi di specie 1 e 5,3.
Gruppo di stazioni B: risulta fortemente correlato con il gruppo di specie 1.
Gruppo di stazioni C: risulta fortemente correlato con il gruppo di specie 6.
Gruppo di stazioni D: risulta maggiormente correlato con i gruppi di specie 2, 8 e 7.

Inoltre, dalla Fig. 5 è evidente come la prima variabile canonica separi nettamente i gruppi di stazioni A e B dalle altre, mentre i gruppi C e D risultano ben separati dalla seconda variabile canonica.

Sulla base di questi risultati è possibile caratterizzare l'universo delle stazioni come segue:

Gruppo A - Questo gruppo include soltanto quattro stazioni. Dal punto di vista floristico, esse sono caratterizzate dalla netta prevalenza di specie di *Fagètalia,* cui si aggiunge una buona componente di specie acidofile, che sono comuni alle stazioni del gruppo B. La principale differenza floristica con le stazioni del gruppo B è data dalla presenza di un gruppo di specie maggiormente termofile, quali *Aposeris foetida, Hepatica nobilis, Cyclamen purpurascens, Polygonatum multiforum, Aegopodium podagraria.* Si tratta in definitiva di faggete termofile (vicine al limite inferiore di distribuzione del faggio), che crescono su substrato calcareo, e tuttavia presentano un suolo acidificato in superficie a causa del rimboschimento con abete rosso.

Gruppo B - Le 11 stazioni del gruppo B sono molto ben caratterizzate dal punto

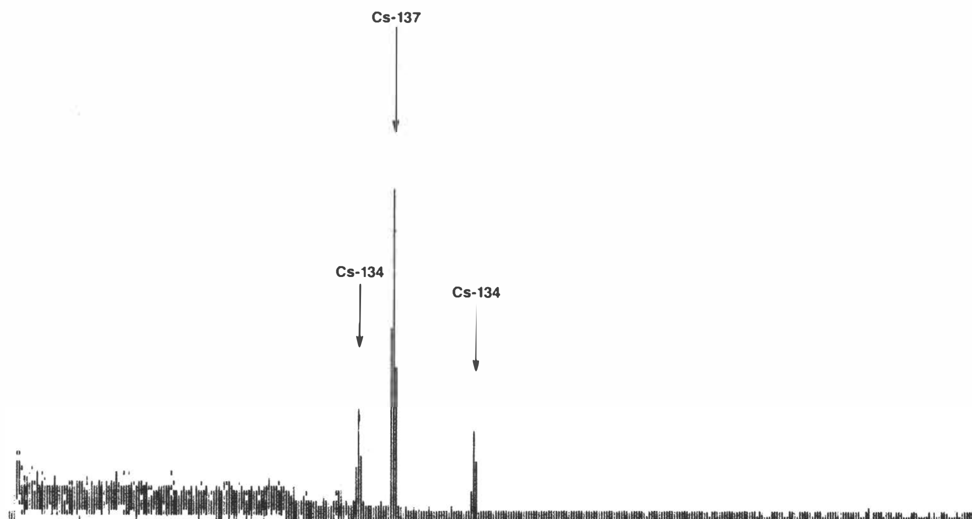


Fig. 2 — Spettro della radiazione gamma, come appare al multicanale.

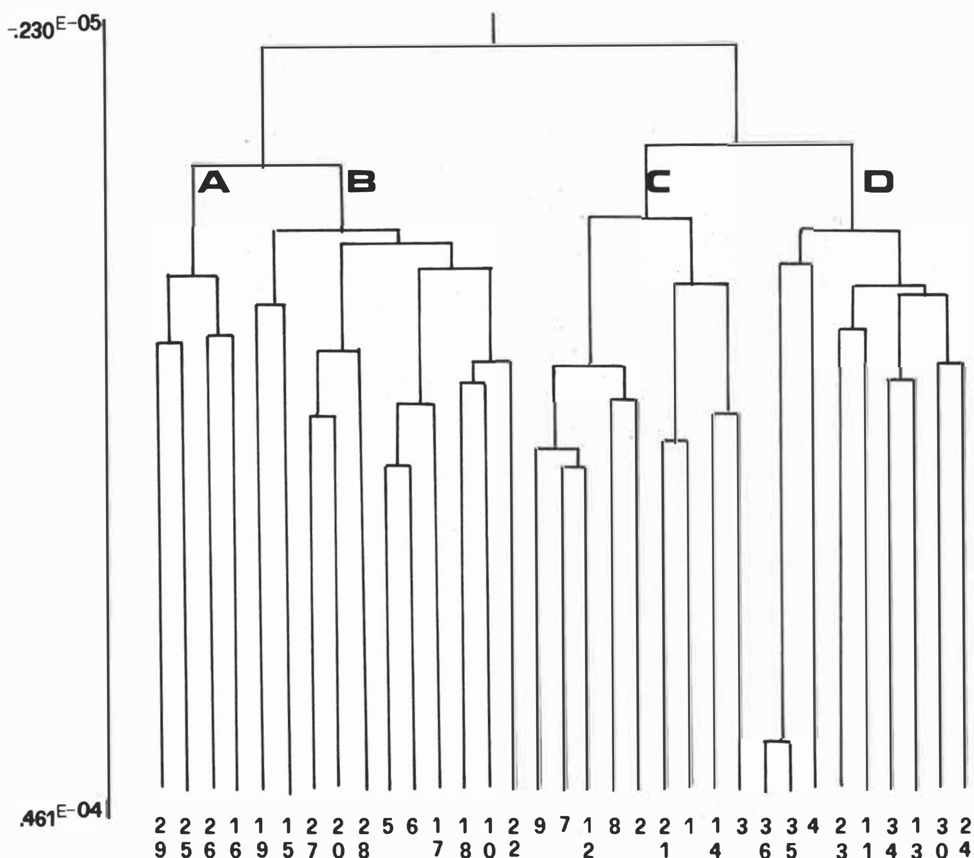


Fig. 3 — Dendrogramma delle stazioni basato sulla composizione floristica (v. Tab. 3). Le lettere maiuscole indicano i gruppi di stazioni (v. testo). Le stazioni sono numerate come in appendice.

di vista floristico dalla netta prevalenza di specie caratteristiche di boschi di faggio, quali *Prenanthes purpurea, Gymnocarpium robertianum, Veronica urticaefolia, Anemone trifolia, Polystychum aculeatum, Athyrium filix-foemina, Cardamine trifolia*, cui si associano specie indicatrici di suolo acidificato almeno in superficie, tra cui le più frequenti sono *Vaccinium myrtillus, Oxalis acetosella, Luzula nivea.* Il gruppo include quindi le stazioni a faggeta, che comprendono sia quelle a faggeta pura, sia i boschi misti a faggio ed abete bianco, sia faggete coniferate di altitudine (quelle a minore elevazione sono invece incluse nel gruppo A). Inoltre, la stazione Nr. 28 è una lariceta subalpina, che risulta inclusa in questo gruppo a causa della comune presenza di specie indicatrici di suolo acido. In definitiva, il gruppo B rappresenta stazioni site nella fascia montana superiore ed in quella subalpina, con predominanza di faggio e/o conifere, sia naturali sia dovute a rimboschimenti

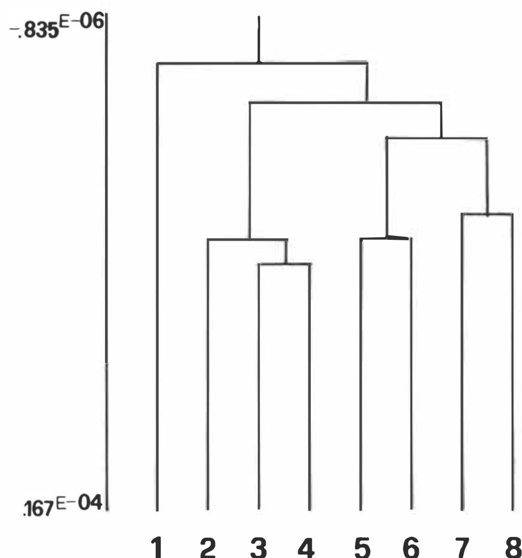


Fig. 4 — Dendrogramma dei gruppi di specie basato sui dati di Tab. 3. I gruppi di specie sono numerati come in Tab. 3.

artificiali.

Gruppo C - Il gruppo di stazioni C si differenzia dai gruppi A e B per l'assenza di specie caratteristiche di boschi di faggio, e per l'alta frequenza di specie termofile, caratteristiche dei boschi di quercia e dei loro stadi di degradazione. In particolare, molto frequenti risultano essere *Ostrya carpinifolia* e *Fraxinus ornus.* Le stazioni 8, 4, 13, 5 e 3 costituiscono un sottogruppo caratterizzato da una maggiore incidenza di specie acidofitiche, quali *Festuca heterophylla, Castanea sativa, Betula pendula, Quercus petraea,* e rappresentano quercete degradate, boschi ad *Ostrya* o a Castagno e Betulla su substrato arenaceo.

Gruppo D - Le 9 stazioni del gruppo D sono soprattutto caratterizzate dalla presenza di specie di boschi termofili piuttosto maturi, su suoli più profondi ed umificati di quelli del gruppo C, quali *Hepatica nobilis, Cyclamen purpurascens, Asarum europaeum, Helleborus viridis* s.lat., *Mercurialis ovata, Vinca minor.* Rispetto al gruppo C è evidente la minor frequenza di specie eliofitiche nello strato arboreo, quali *Fraxinus ornus, Ostrya carpinifolia* e della maggior parte delle specie arbustive di mantello. Il gruppo include anche due stazioni, la Nr. 32 e 33, che a rigore andrebbero incluse in un gruppo a parte, rappresentando esse una vegetazione di prato carsico; la loro inclusione in questo gruppo è essenzialmente dovuta al fatto che la classificazione numerica è stata effettuata su una matrice ridotta che esclude tutte le specie presenti solo due od una volta nella tabella dei dati, e quindi ai fini dell'elaborazione i rilievi relativi a queste due stazioni peculiari rispetto alle

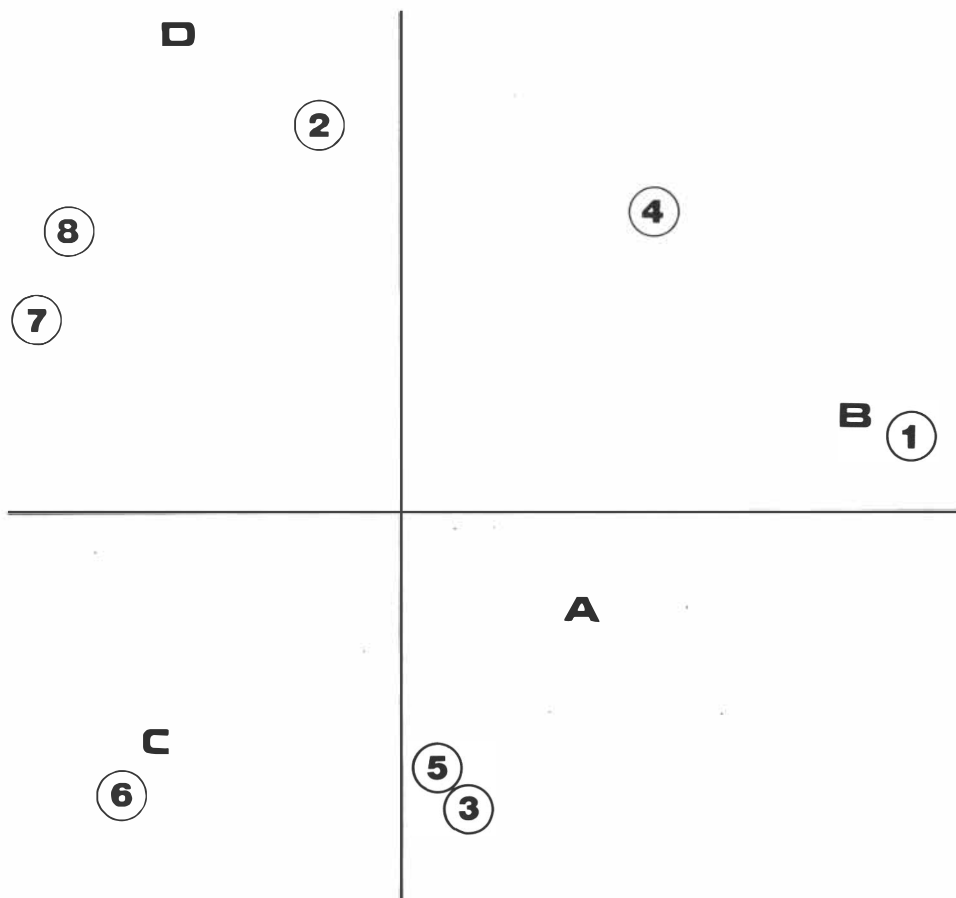


Fig. 5 — Disposizione dei punti relativi ai gruppi di stazioni (lettere) e gruppi di specie (numeri, come in Tab. 3) secondo le prime due variabili canoniche di AOC, effettuato sulla tabella di contingenza dei gruppi di specie e di stazioni ottenuti per classificazione numerica.

altre (le uniche due stazioni con vegetazione prativa) risultano estremamente poveri di specie.

Il gruppo di stazioni D include quindi prevalentemente boschi di latifoglie termofile più maturi di quelli del gruppo C, su substrato subacido, hanno caratteristiche intermedie tra quelle del gruppo C e del gruppo B.

Quanto discusso sopra è evidenziato dall'ordinamento reciproco delle stazioni e delle specie, visualizzato nella Fig. 6a (stazioni) e 6b (specie). La prima Variabile Canonica spiega il 25.4% della varianza totale, la seconda il 5.7%. La sequenza dei centroidi dei quattro gruppi di stazioni lungo la prima variabile canonica, dalla parte positiva a quella negativa, è la seguente: B, A, D, C. L'ordinamento delle specie (Fig.

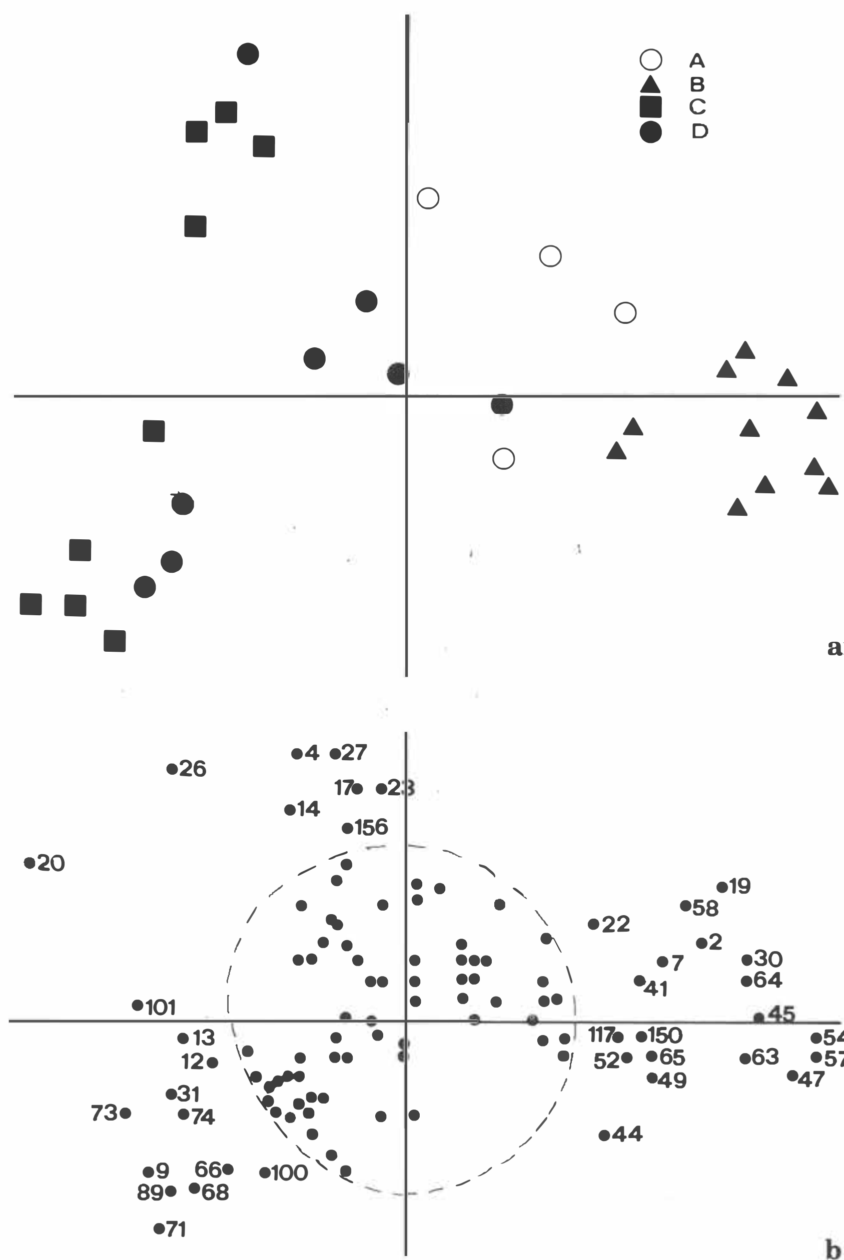


Fig. 6 — Ordinamento reciproco delle stazioni (Fig. 6a) e delle specie (Fig. 6b) basato sui dati di tab. 3. In Fig. 6a i simboli si riferiscono ai gruppi di specie ottenuti per classificazione automatica, in fig. 6b le specie indicatrici sono numerate come in Tab. 3.

Tab. 3 — Composizione floristica delle stazioni di campionamento. La tabella è ordinata secondo i dendrogrammi delle stazioni e delle specie (v. Figg. 3 e 4). Nella tabella non sono riportate le specie presenti soltanto una o due volte.

		GRUPPO DI STAZIONI	A	A	A	A	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	C	C	C	D	D	D	D	D	D	D	D	D	classi di frequenza			
nr. gr.	nr. sp.	STAZIONE Nr.	29	25	26	16	19	15	27	20	28	5	6	17	18	10	22	9	7	12	8	2	21	1	14	3	36	35	4	23	11	34	13	30	24	A	B	C	D
1	64	Vaccinium myrtillus	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*		*	*						*							*							5	4	1	1
1	47	Daphne mezereum	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*													*					*		4	5		2
1	57	Oxalis acetosella	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*									*							*			3	5	1	1
1	54	Luzula nivea	*					*	*	*	*	*	*		*	*	*																			2	5		
1	30	Prenanthes purpurea	*					*	*	*	*	*			*	*	*									*								*		2	5	1	1
1	50	Hieracium sylvaticum s.lat.			*		*		*	*		*	*		*							*														2	3	1	
1	7	Carex digitata	*	*	*	*	*		*	*		*	*	*	*	*	*				*	*		*		*						*				5	5	3	1
1	63	Sorbus aucuparia							*	*	*	*	*	*	*	*																					4		
1	48	Gentiana asclepiadea								*	*	*	*	*		*															*						3		1
1	52	Lonicera coerulea							*	*		*	*	*																	*						3		1
1	58	Picea abies	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*		*					*	*		*					*	*					5	5	2	2
1	49	Gymnocarpium robertianum		*			*		*	*	*		*	*			*													*						2	4		1
1	65	Veronica urticaefolia	*	*					*	*		*	*	*																						3	3		
1	2	Anemone trifolia	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*											*	*										3	4	2	
1	41	Abies alba	*	*	*					*		*	*	*				*							*											4	3	1	
1	22	Lamiastrum flavidum	*					*	*			*	*					*								*					*			*	*	2	3	1	2
1	19	Fagus sylvatica	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*							*	*					*			*	*	5	5	2	2
1	110	Euphorbia dulcis			*			*	*			*																							*	2	2		1
1	56	Mercurialis perennis	*	*	*		*	*		*		*	*								*															4	3	1	
1	42	Actaea spicata	*	*				*				*	*																							3	2		
1	43	Aposeris foetida	*	*	*	*			*			*	*																							5	2		
1	109	Dryopteris filix-mas	*	*								*												*												3	1	1	
1	118	Rubus saxatilis	*		*					*		*																								3	1		
1	176	Galium sylvaticum					*			*																									*		1		1
1	44	Aruncus dioicus	*				*	*		*		*	*	*		*				*													*		*	2	4	1	2
1	179	Saxifraga cuneifolia							*	*	*																										2		
1	178	Epilobium angustifolium								*	*												*														1	1	
1	25	Mycelis muralis	*						*		*		*				*									*									*	2	2	1	1
1	15	Dentaria enneaphyllos							*				*													*											1	1	
1	24	Moheringia muscosa	*						*															*		*										2	1	2	
1	59	Polystichum aculeatum					*	*	*		*	*	*	*		*	*														*						5		1
1	45	Athyrium filix-foemina					*	*	*		*	*	*	*	*	*	*																	*	*		5		2
1	46	Cardamine trifolia							*			*	*	*		*	*																				3		
1	61	Ranunculus aconitifolius										*	*				*																				2		
2	21	Hepatica nobilis	*	*	*	*	*															*				*				*			*	*	*	5	1	2	3
2	14	Cyclamen purpurascens	*	*	*	*	*															*		*	*	*				*	*		*	*	*	5	1	3	3
2	69	Epimedium alpinum				*	*															*											*			2	1	1	1

nr. gr.	nr. sp.	GRUPPO DI STAZIONI	A	A	A	A	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	C	C	C	D	D	D	D	D	D	D	D	D	classi di frequenza			
		STAZIONE Nr.	2	2	2	1	1	1	2	2	2			1	1	1	2			1			2		1		3	3		2	1	3	1	3	2				
			9	5	6	6	9	5	7	0	8	5	6	7	8	0	2	9	7	2	8	2	1	1	4	3	6	5	4	3	1	4	3	0	4	A	B	C	D
2	11	Corylus avellana	*				*			*				*							*	*	*	*	*	*				*	*		*		*	2	2	4	3
2	141	Asarum europaeum		*														*														*	*	*	*	2		1	3
2	51	Lathyrus vernus		*			*						*	*					*												*	*	*	*	*	2	2	1	3
2	169	Helleborus viridis s.lat.																														*	*		*				2
2	158	Mercurialis ovata																						*								*			*			1	2
2	142	Colchicum autumnale																*															*		*			1	2
3	80	Aegopodium podagraria	*	*		*								*					*															*	*	4	1	1	2
3	29	Polygonatum multiflorum	*			*							*	*					*		*					*										3	1	2	
3	38	Viburnum opulus		*															*						*	*									*	2		2	1
3	39	Viburnum lantana	*																*			*			*	*										2		3	
3	34	Rubus canescens		*									*	*											*	*										2	1	2	
4	140	Vaccinium vitis-idaea			*						*																	*								2	1		1
4	130	Larix decidua			*						*				*										*			*		*						2	1	1	2
4	127	Epilobium montanum													*		*											*									1		1
4	117	Rubus idaeus				*		*	*	*	*																	*									3		1
4	132	Potentilla erecta			*											*		*										*	*		*					2	1	1	2
4	5	Brachypodium sylvaticum			*											*		*	*						*	*										2	1	3	
4	53	Lonicera nigra			*				*	*				*																						2	2		
4	145	Hacquetia epipactis			*										*																*					2	1		1
5	75	Polygonatum officinale				*														*		*														2		2	
5	72	Fragaria vesca	*			*	*	*	*	*							*	*	*	*	*	*														3	3	3	
5	40	Viola reichenbachiana	*	*		*			*	*		*		*				*	*	*		*				*						*				4	2	3	1
5	36	Solidago virga-aurea	*	*						*		*		*				*	*	*	*	*				*			*				*			3	2	4	2
5	100	Vincetoxicum hirundinaria	*	*														*	*	*	*											*				3		3	1
5	144	Filipendula ulmaria																*		*	*																	2	
6	13	Cruciata glabra		*															*	*	*	*		*	*	*							*			2		4	1
6	10	Cornus sanguinea		*														*		*	*	*		*	*	*				*	*		*		*	2		4	3
6	9	Clematis vitalba		*														*	*	*	*	*				*				*			*			2		4	2
6	71	Festuca heterophylla																*	*	*	*	*										*	*					3	2
6	68	Castanea sativa																*	*	*	*	*											*					3	2
6	66	Asparagus tenuifolius																	*	*	*	*											*					3	1
6	67	Betula pendula																		*	*	*																2	
6	103	Molinia altissima																		*	*				*													2	
6	33	Rosa arvensis									*	*	*				*				*	*			*	*											2	3	
6	1	Acer pseudo-platanus						*				*	*	*		*		*	*		*	*	*			*									*		3	4	1
6	55	Melittis melissophyllum											*								*	*															1	2	
7	74	Ligustrum vulgare																*	*	*		*	*										*	*				3	2
7	12	Crataegus monogyna																	*			*	*			*				*		*	*	*				3	3
7	31	Primula vulgaris				*												*	*	*		*		*		*						*	*				1	4	2

nr. gr.	nr. sp.	GRUPPO DI STAZIONI / STAZIONE Nr.	A 29	A 25	A 26	A 16	B 19	B 15	B 27	B 20	B 28	B 5	B 6	B 17	B 18	B 10	B 22	C 9	C 7	C 12	C 8	C 2	C 21	C 1	C 14	C 3	D 36	D 35	D 4	D 23	D 11	D 34	D 13	D 30	D 24	classi di frequenza A	B	C	D
7	89	Quercus petraea																*	*	*	*		*									*	*					3	2
7	73	Hedera helix																*	*		*	*	*		*					*		*	*					4	2
7	94	Saussurea vulgaris																*	*		*			*	*							*						3	1
7	97	Tanacetum corymbosum																	*		*											*						2	1
7	85	Galium laevigatum		*				*				*							*		*											*	*			2	1	2	2
7	98	Vinca minor																*	*											*	*		*	*	*			2	3
7	91	Rosa canina																*	*											*				*				2	2
7	78	Tilia cordata																*				*								*				*				2	2
7	92	Rubus ulmifolius						*											*				*		*					*				*			1	2	2
7	35	Salvia glutinosa		*	*	*	*	*		*			*	*				*	*	*	*	*	*			*				*			*	*		4	3	4	2
7	95	Symphytum tuberosum																	*											*	*	*						1	2
7	79	Acer campestre																*	*											*	*	*						2	2
7	60	Pulmonaria officinalis											*						*											*	*	*	*				1	1	3
7	84	Euonymus europaea																	*									*		*		*	*					1	3
7	96	Tamus communis																	*	*	*									*	*							2	2
7	86	Geum urbanum																	*	*										*								2	1
7	90	Robinia pseudacacia																*	*	*			*							*								3	1
7	93	Ruscus aculeatus																	*	*				*						*			*					2	2
8	26	Ostrya carpinifolia																*	*			*	*	*	*	*	*	*										4	2
8	20	Fraxinus ornus	*															*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*				*	*	*	*	2		5	4
8	27	Pinus nigra				*																	*		*	*	*									2		2	1
8	4	Betonica alopecuros				*																*			*	*	*	*								2		2	2
8	160	Polypodium vulgare s.lat.									*						*						*	*										*	*		1	2	2
8	149	Calamagrostis sp.			*						*												*	*												2	1	2	
8	23	Melica nutans	*			*		*															*	*		*					*				*	3	1	2	2
8	28	Polygala chamaebuxus																					*	*		*												2	
8	17	Erica carnea			*	*																	*	*		*										3		2	
8	182	Juniperus communis	*																				*									*				2		1	1
8	101	Calluna vulgaris																			*			*					*									2	1

6b) permette di evidenziare un numero ridotto di specie indicatrici: la sequenza delle specie indicatrici lungo la prima variabile canonica, dalla parte positiva a quella negativa, mostra un passaggio da specie acidofile della fascia montana all'estremo positivo, a specie neutro-basifile e termofile all'estremo negativo. Si può quindi concludere che la sequenza dei centroidi dei gruppi di stazioni lungo la prima variabile canonica corrisponde essenzialmente ad un gradiente altitudinale ed edafico, da stazioni su suoli neutro-basici o subacidi nelle fascie planiziale e collinare (gruppo D) a stazioni su suoli fortemente acidificati nelle fascie montana superiore e subalpina.

Classificazione ed ordinamento delle stazioni sulla base della componente micotica

Nelle 37 stazioni sono state campionate complessivamente 120 specie diverse di macromiceti. La matrice delle stazioni e delle specie di macromiceti è stata sottoposta a classificazione numerica al fine di ottenere gruppi di stazioni con simile componente micotica. Il dendrogramma delle stazioni è in Fig. 7: si ottengono quattro gruppi principali di stazioni (A, B, C, D). Con la parziale eccezione del gruppo A, i gruppi di stazioni risultano floristicamente molto più eterogenei al loro

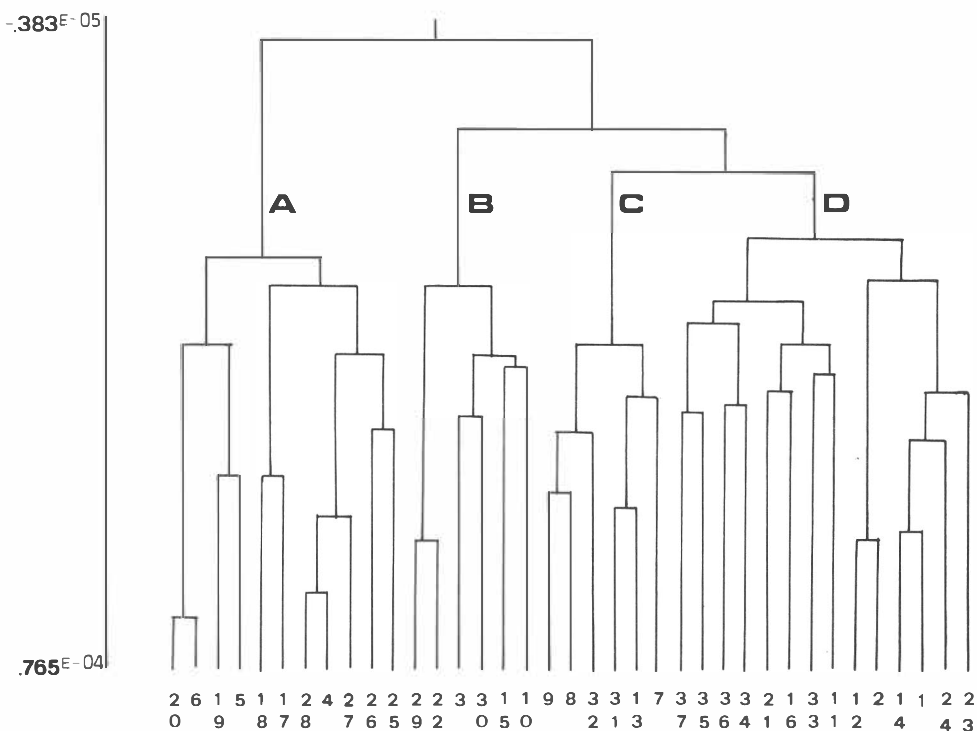


Fig. 7 — Dendrogramma delle stazioni, basato sui dati di Tab. 4 (presenza di macromiceti). Le lettere maiuscole indicano i gruppi di stazioni.

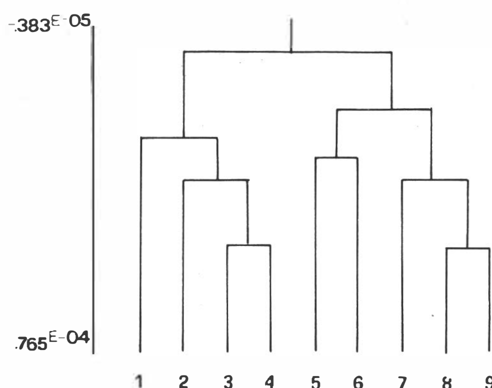


Fig. 8 — Dendrogramma dei gruppi di specie basato sui dati di Tab. 4. I gruppi di specie sono numerati come in Tab. 4.

interno di quelli ottenuti sulla base della componente fanerogamica. Questo è evidente anche considerando la distribuzione di frequenza delle singole specie nell'ambito della matrice (Tab. 4), dove specie sporadiche, presenti soltanto in una o due stazioni, costituiscono la maggior parte del totale. Ciò è probabilmente dovuto a due serie di motivi: a) il fatto che la produzione dei corpi fruttiferi dei macromiceti si svolge in periodi molto brevi in dipendenza di temperatura ed umidità: essendosi il campionamento protratto per circa un mese, ed essendo le stazioni localizzate ad altitudini differenti, è probabile che anche nel medesimo tipo di "comunita"micotica" i campionamenti rispecchino differenti stadi nella "fenologia" della comunità stessa. b) una seconda causa è che probabilmente il minimo areale delle piante vascolari risulta più ristretto di quello dei macromiceti nell'ambito di una stessa associazione vegetale, il che ovviamente si rispecchia in una apparente maggior eterogeneità dei rilievi di macromiceti rispetto a quelli di piante superiori. Il dendrogramma delle specie è in Fig. 8: si ottengono 9 gruppi principali di specie. Le correlazioni tra gruppi di stazioni e gruppi di specie sono visualizzate nella Fig. 9, che presenta la distribuzione dei punti relativi a gruppi di stazioni e di specie secondo le prime due variabili canoniche di AOC. Il gruppo di stazioni A è quello meglio caratterizzato floristicamente: esso risulta fortemente correlato con i gruppi di specie 5 e 6. Il gruppo B è maggiormente correlato con i gruppi di specie 1 e 4, mentre i gruppi di stazioni D e C sono correlati più o meno fortemente con i rimanenti gruppi di specie. I gruppi di stazioni sono disposti lungo una curva a ferro di cavallo, nella sequenza: A, B, C, D.

I gruppi di specie 5 e 6, che caratterizzano il gruppo di stazioni A, includono per la maggior parte specie che entrano in simbiosi micorrizica con conifere. Le stazioni del gruppo A hanno infatti una vegetazione riconducibile a tre aspetti principali: a) laricete subalpine; b) boschi misti di faggio ed abete bianco, c) faggete rimboschite ed abete rosso; tutte le stazioni sono localizzate al di sopra dei 1000 m.

I gruppi di specie 1 e 4, che caratterizzano il gruppo di stazioni B, includono

molte specie di macromiceti che entrano in simbiosi micorrizica con il Faggio, ed in effetti le stazioni del gruppo B hanno una vegetazione di faggeta pura, senza o con scarsa coniferazione.

I gruppi di stazioni C e D, considerati congiuntamente, si definiscono facilmente per la scarsa frequenza sia di specie simbionti con conifere sia di specie simbionti con il faggio; tali gruppi sono molto eterogenei, ma in generale è evidente la prevalenza di specie termofile: le stazioni dei due gruppi sono quasi tutte site nella fascia della quercia. Il gruppo di stazioni C presenta una vegetazione a quercete piuttosto mature, su substrato subacido, e vicine al limite altitudinale superiore

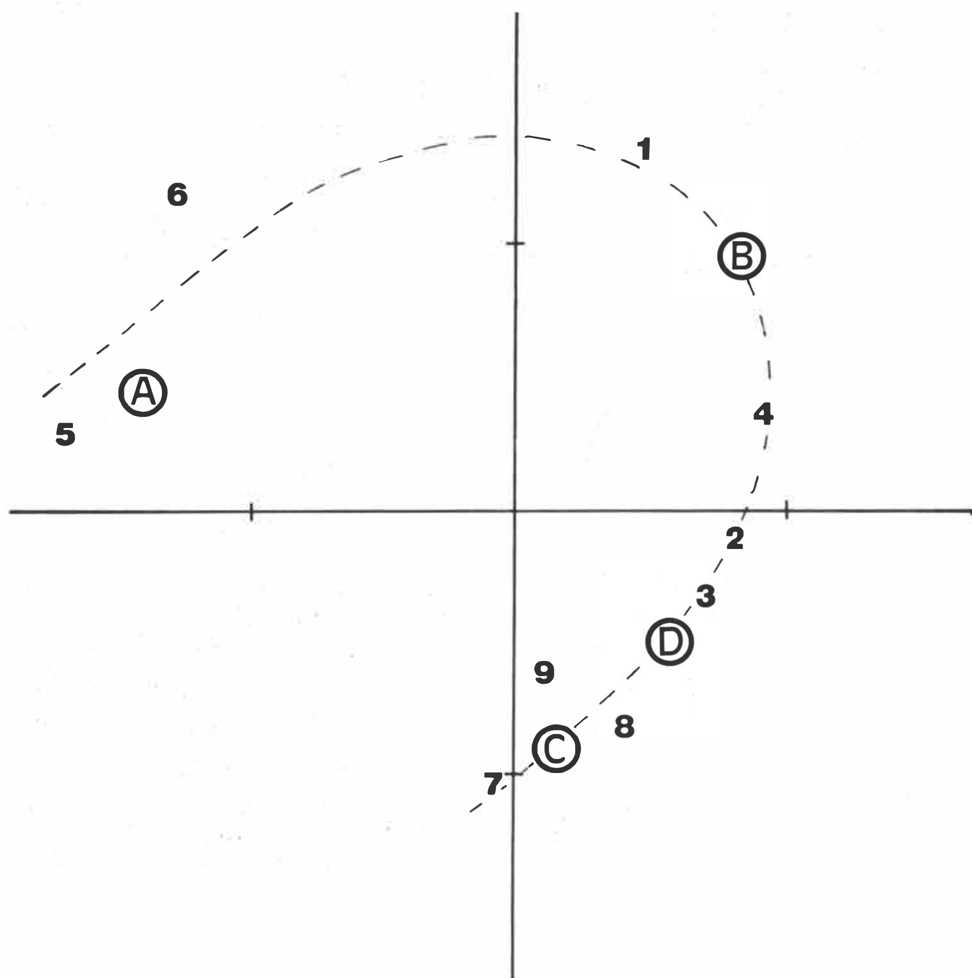


Fig. 9 — Disposizione dei punti relativi ai gruppi di stazioni (lettere) e gruppi di specie (numeri, come in Tab. 4) secondo le prime due variabili canoniche di AOC, effettuato sulla tabella di contingenza dei gruppi di specie ę di stazioni ottenuti per classificazione numerica.

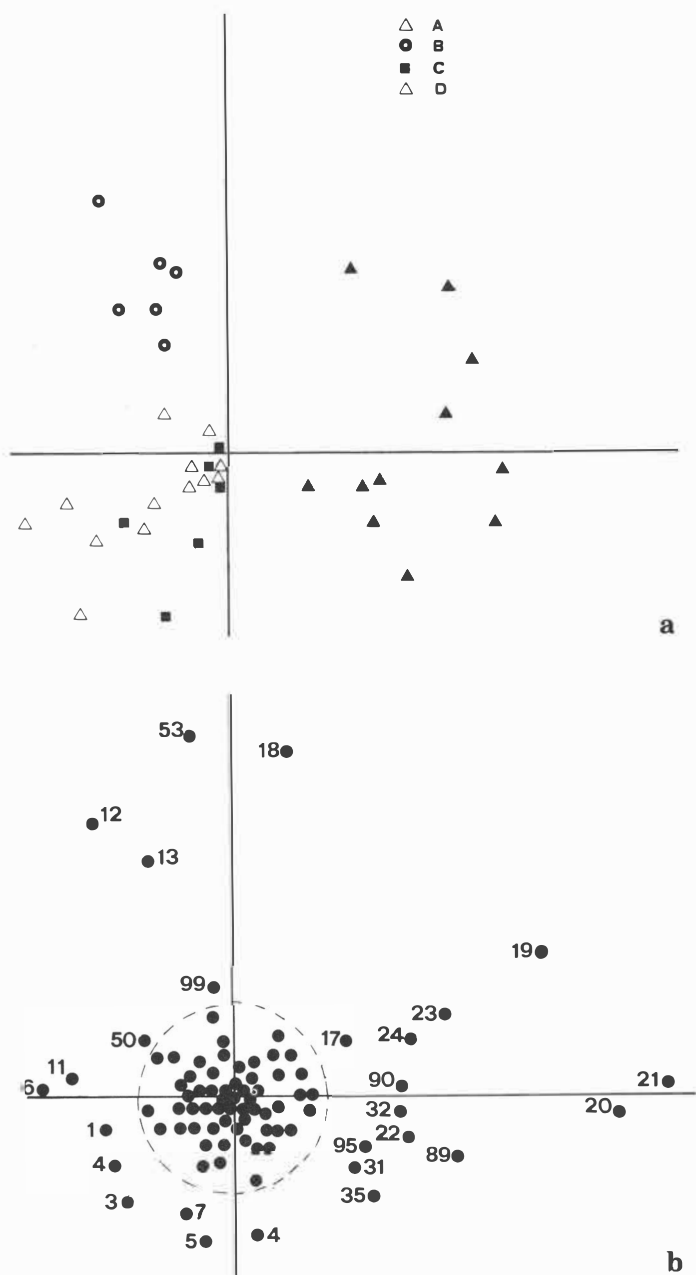


Fig. 10 — Ordinamento reciproco delle stazioni (Fig. 10a) e delle specie (Fig. 10b) basato sui dati di Tab. 4. In Fig. 10a i simboli si riferiscono ai gruppi di specie ottenuti per classificazione automatica, in Fig. 10b le specie indicatrici sono numerate come in Tab. 4.

della quercia, mentre il gruppo D include in netta prevalenza stazioni la cui vegetazione è riconducibile a quercete più o meno degradate, od ostrieti.

L'ordinamento reciproco delle specie e delle stazioni è visualizzato nelle Figg. 10 a (stazioni) e 10b (specie). La prima variabile canonica separa nettamente le stazioni di boschi coniferati (gruppo A) dalle rimanenti, mentre la seconda variabile canonica separa nettamente le faggete (gruppo B) nella parte positiva, dalle quercete e loro stadi di degradazione (gruppi C e D) nella parte negativa. L'ordinamento delle specie (Fig. 10b) permette di ricavare dal totale di 120 specie un numero di specie più ristretto, da utilizzare quali specie indicatrici dei tre tipi principali di cenosi forestali: boschi coniferati, faggete, quercete ed ostrieti. Queste sono le seguenti:

Boschi coniferati: *Lactarius scrobiculatus, Tricholoma vaccinum, Sarcodon imbricatum, Hygrophorus erubescens, Amanita muscaria, Lactarius deterrimus, Lactarius salmonicolor, Albatrellus ovinus, Hygrophorus pudorinus, Lactarius semisanguifluus, Hygrophorus agatosmus, Hypholoma capnoides.*

Faggete: *Lactarius blennius, Hygrophorus eburneus, Hypholoma sublateritium, Lactarius pallidus, Lepista densifolia.*

Quercete ed ostrieti: *Russula emetica, Hypholoma fasciculare, Lepista glaucocana, Amanita phalloides, Macrolepiota procera, Amanita citrina, Russula nigricans, Clitocybe nebularis.*

In generale, esiste una corrispondenza abbastanza buona tra la classificazione delle stazioni ottenuta sulla base della componente vascolare e quella ottenuta sulla base dei macromiceti. Le differenze sembrano dovute soprattutto al fatto che molte specie micorrizogene sono presenti ad altitudini molto diverse, quando sia presente la pianta simbionte. Così alcune stazioni di ostrieti in cui era presente il larice (a causa di rimboschimenti), hanno alcune specie che ricorrono anche in stazioni site ad altitudine molto maggiore ed in tipi di vegetazione assai differenti, in cui il larice compare come pianta spontanea.

RISULTATI

La variabilità nella contaminazione tra specie della stessa stazione

Come è evidente dai risultati delle analisi dei singoli campioni, e dalla Tab. 5, che riporta le medie e le deviazioni standard relative ai campioni in ciascuna stazione, il grado di contaminazione varia in maniera significativa tra individui di specie diverse raccolti nella stessa stazione: le differenze nella concentrazione di ^{137}Cs e ^{134}Cs tra specie diverse possono essere anche di alcuni ordini di grandezza.

Ciò, come è stato sottolineato nei capitoli introduttivi, è stato riscontrato anche da altri autori, e costituisce uno dei principali problemi da risolvere in studi che intendano utilizzare i macromiceti come indicatori di contaminazione radioattiva.

Il fatto può essere interpretato sulla base di diverse ipotesi:

a) Le differenze sarebbero imputabili ad un diverso tasso di assorbimento del Cesio

Tab. 4 — Tabella delle stazioni di campionamento e delle specie di macromiceti, ordinata secondo i dendrogrammi delle stazioni e delle specie (v. Figg. 7 e 8).

nr. gr.	nr. sp.	Gruppo di stazioni	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	classi di frequenza A	B	C	D
		Stazione Nr.	20	6	19	5	18	17	28	4	27	26	25	29	22	3	30	15	10	9	8	32	31	13	7	37	35	36	34	21	16	33	11	12	2	14	1	24	23	A	B	C	D
1	18	Lactarius blennius Fr.								*	*	*	*								*	*	*	*							*									2		4	1
1	13	Lactarius pallidus Pers.										*								*		*		*							*		*							1		3	1
1	53	Hygrophorus eburneus (Bull.) Fr.									*	*								*	*		*	*	*								*							1		5	1
1	12	Hypholoma sublateritium (Fr.)Quel.			*															*	*	*	*	*	*									*						1		5	1
1	99	Lepista densifolia (Favre) Sin.et Clem.																		*	*																					2	
1	98	Pholiota aurivella (Batsch) Kumm.																			*																					1	
2	58	Meripilus giganteus (Pers.) P.Karst.																													*			*									1
2	3	Amanita citrina (Schff.)S.F.Gray																													*			*	*								2
2	62	Clitocybe sp.																																*									1
2	61	Lepista inversa (Scop.) Pat.																																*									1
2	60	Scleroderma geaster Fr.																																*									1
2	59	Liophyllum loricatum (Fr.) Kühn.																																*									1
2	57	Scleroderma citrinum Pers.																																*									1
2	56	Piptoporus betulinus (Bull.) P.Karst.																																*									1
2	40	Russula heterophylla (Fr.) Fr.																	*															*							1		1
2	76	Clitocybe sp.																						*																		1	
2	75	Marasmius wynnei Bk. et Br.																						*																		1	
2	73	Kuehneromyces mutabilis (Schff.) Sing.et Smith																						*																		1	
2	25	Lycoperdon perlatum Pers.						*		*				*										*	*									*			*			1	1	2	1
3	68	Hebeloma birrum Fr.										*																								*	*	*		1			2
3	6	Lepista glaucocana (Bres.) Sing.												*									*	*											*	*	*	*	*		1	2	2
3	72	Russula queletii Fr.																																		*							1
3	69	Russula sanguinea (Bull.) Fr.																																		*							1
3	67	Tricholoma sulphureum (Bull.) Kumm.																																		*							1
3	70	Tricholoma imbricatum (Fr.) Kumm.							*																											*				1			1
4	88	Cortinarius rufoolivaceus Fr.																																			*						1
4	87	Cortinarius sp.																																			*						1
4	86	Cortinarius cotoneus Fr.																																			*						1
4	85	Cortinarius sp.																																			*						1
4	84	Lactarius porninsis Roll.																																			*						1
4	83	Suillus tridentinus (Bres.)Sing.										*																									*			1			1
4	15	Paxillus involutus (Batsch) Fr.																				*											*				*					1	1
4	11	Hypholoma fasciculare (Huds.) Kumm.																			*	*												*	*		*					2	2
4	16	Hygrophorus cossus (Sow.) Fr.																				*																				1	
5	94	Lepista nuda (Bull.) Cke.					*																							*										1		1	
5	93	Lepista caespitosa (Bres.) Sing.					*																																	1			
5	38	Entoloma sinuatum (Bull.) Kumm.					*											*																						1	1		

nr. gr.	nr. sp.	Gruppo di stazioni	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	classi di frequenza			
		Stazione Nr.	20	6	19	5	18	17	28	4	27	26	25	29	22	3	30	15	10	9	8	32	31	13	7	37	35	36	34	21	16	33	11	12	2	14	1	24	23	A	B	C	D
5	95	Hypholoma capnoides (Fr.) Kumm.					*	*	*																															2			
5	89	Hygrophorus agatosmus (Fr.) Fr.			*		*	*	*				*																											3			
5	90	Lactarius deterrimus Groeger			*		*		*			*																												2			
5	107	Lactarius mitissimus Fr.										*																												1			
6	21	Lactarius scrobiculatus (Scop.) Fr.	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*																											5			
6	20	Tricholoma vaccinum (Pers.) Kumm.	*	*	*	*			*	*	*		*																											4			
6	19	Sarcodon imbricatum (L.) P.Karst.		*					*	*	*	*	*																											3			
6	24	Amanita muscaria (L.) Hook.							*	*	*																													2			
6	17	Tricholoma saponaceum (Fr.) Kumm.							*	*													*																	1		1	
6	26	Tricholoma terreum (Schff.) Kumm.								*																														1			
6	23	Hygrophorus erubescens Fr.		*						*		*	*																											2			
6	35	Hygrophorus pudorinus (Fr.) Fr.	*	*				*																																2			
6	22	Lactarius salmonicolor Heim et Lecl.	*	*						*																														2			
6	32	Albatrellus ovinus (Schff.) Kotl. et Pouz.	*	*							*																													2			
6	97	Lactarius violascens (Otto) Fr.	*																																					1			
6	96	Cantharellus lutescens Pers.	*																																					1			
6	36	Cantharellus tubaeformis Fr.		*																																				1			
6	34	Limacella guttata (Fr.) Konr.		*																																				1			
6	31	Lactarius semisanguifluus Heim. et Lecl.		*		*	*																																	2			
7	37	Armillariella mellea (Vahl.) Karst.	*	*	*			*				*	*	*	*	*	*	*	*		*		*	*								*		*				*		3	5	3	2
7	49	Russula delica Fr.						*				*		*																										1	1		
7	50	Russula emetica v.silvetris Sing.												*										*								*									1	1	1
7	46	Russula foetens Fr.												*																		*									1		1
7	44	Boletus speciosus Frost												*	*																										2		
7	14	Hebeloma sinapizans (Paulet) Gill.												*	*					*																					2	1	
7	33	Hygrophorus chrysodon (Batsch) Fr.		*										*	*																									1	2		
7	47	Agaricus campestris (L.) Fr.												*																											1		
8	5	Clitocybe nebularis Batsch	*		*								*			*														*		*	*	*		*				2	1		2
8	4	Macrolepiota procera (Scop.) Sing.	*												*																			*		*				1	1		1
8	55	Boletus aestivalis Paulet																																*									1
8	54	Amanita pantherina (DC.) Secr.																																*									1
8	7	Russula nigricans (Bull.) Fr.																																	*	*	*						2
8	1	Amanita phalloides (Vaill.) Secr.																			*													*	*	*						1	2
8	10	Lactarius chrysorrheus Fr.																																		*							1
8	9	Amanita rubescens (Pers.) S.F.Gray																																		*							1
8	2	Hygrophorus russula (Schff.) Quel.																																		*							1
8	8	Hygrophorus penarius Fr.																																		*							1
9	52	Entoloma lividoalbum (Kühn.) Mos.													*																					*						1	1
9	79	Chroogomphus rutilus (Schff.) O.K.Miller																								*						*						*					2
9	51	Hebeloma radicosum (Bull.) Rick.																							*							*											1
9	78	Lactarius deliciosus Fr.																													*	*						*					2

nr. gr.	nr. sp.	Gruppo di stazioni	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	classi di frequenza			
		Stazione Nr.	20	6	19	5	18	17	28	4	27	26	25	29	22	3	30	15	10	9	8	32	31	13	7	37	35	36	34	21	16	33	11	12	2	14	1	24	23	A	B	C	D
9	82	Cortinarius nemorensis (Fr.) Lge.																														*											1
9	81	Suillus granulatus (L.) O.Kuntze																														*											1
9	80	Cortinarius praestans (Cord) Gill.																														*											1
9	77	Macrolepiota rhacodes (Vitt.) Sing.																														*											1
9	71	Suillus bovinus (L.) O.Kuntze																														*					*						1
9	29	Boletinus cavipes (Opat.) Kalchbr.			*							*																												1			
9	27	Lepista piperata Ricek			*																																			1			
9	30	Suillus grevillei (Klotzsch) Sing.		*	*																													*						1			1
9	28	Suillus aeruginascens (Secr.) Snell		*	*																																	*		1			1
9	91	Melanoleuca cognata (Fr.) K.et M.		*																																				1			
9	45	Lactarius controversus Pers.													*																										1		
9	39	Lactarius zonarius Fr.													*				*																						2		
9	42	Boletus luridus Schff.													*							*																			1	1	
9	43	Xerocomus subtomentosus (L.) Quel.													*	*								*																	2	1	
9	110	Rozites caperata (Pers.) Karst.														*	*					*																			2	1	
9	109	Boletus edulis Bull.														*						*																			1	1	
9	114	Xerocomus chrysenteron (Bull.) Quel.														*																									1		
9	113	Russula vesca Fr.														*																									1		
9	112	Ramaria sp.														*																									1		
9	111	Leccinum scabrum (Bull.) S.F.Gray														*																									1		
9	92	Hygrocybe punicea (Fr.) Kumm.				*										*																								1	1		
9	66	Hygrophorus leucophaeus (Scop.) Fr.																*																							1		
9	65	Hygrophorus discoideus (Pers.) Fr.																*																							1		
9	63	Leccinum aurantiacum (Bull.) S.F.Gray																*																							1		
9	64	Lactarius uvidus Fr.																*		*																					1	1	
9	48	Lactarius insulsus Fr.												*				*																							2		
9	101	Gomphidius glutinosus (Schff.) Fr.											*																											1			
9	100	Trametes versicolor (L.) Pil.											*							*																			*	1		1	1
9	106	Tricholomopsis rutilans (Schff.) Sing.									*																													1			
9	105	Hydnum repandum L.									*																													1			
9	104	Pseudohydnum gelatinosum (Scop.) Karst.									*																													1			
9	103	Collybia butyracea (Bull.) Quel.									*																													1			
9	117	Tricholoma acerbum (Bull.) Quel.																								*																	1
9	41	Macrolepiota excoriata Schff.													*											*															1		1
9	118	Clitocybe geotropa (Bull.) Quel.																							*	*																	2
9	116	Lepista rickenii Sing.																							*		*	*															2
9	120	Lepista sordida (Fr.) Sing.																							*																		1
9	119	Pholiota destruens (Brond.) Quel.																									*																1
9	115	Paxillus atrotomentosus (Batsch) Fr.																											*														1
9	102	Craterellus cornucopioides L.								*																															1		

Tab. 5 — Valori medi delle concentrazioni di Cs 134 e Cs 137 nei macromiceti per le singole stazioni di campionamento (Bq/kg peso secco).

STAZ. Nr.	Cs-134	Cs-137	Cs-134+Cs-137	Nr. camp.
1	3.976,40	12.586,50	16. 563	14
2	1.056,54	2.744,35	3.800,99	11
3	1.148,19	3.230,43	4.378,62	8
4	1.564,24	5.779,92	7.944,16	10
5	652,94	2.428,13	3.081,70	6
6	2.059,60	6.250,04	8.309,64	12
7	40,83	152,99	193,82	4
8	65,01	192,26	257,33	11
9	196,65	534,69	731,34	11
10	712,69	2.913,39	3.408,70	6
11	1.920,59	7.257,90	9.178,28	9
12	1.109,53	2.913,39	4.022,92	15
13	1.587,37	3.905,75	5.493,11	6
14	25.055,10	64.225,60	89.280,70	9
15	10.867,30	30.250,70	41.118,00	12
16	2.783,38	7.566,93	10.350,30	16
17	994,39	4.542,06	5.536,45	7
18	918,15	3.201,65	4.119,80	10
19	432,80	1.030,36	1.463,16	10
20	998,68	2.925,69	3.924,35	10
21	1.687,37	4.365,21	6.052,58	2
22	18.104,70	49.174,70	67.279,30	7
23	15.606,10	37.707,90	53.314,00	2
24	5.589,47	17.131,70	22.271,10	3
25	2.095,28	8.281,21	10.376,50	10
26	6.798,81	21.306.70	28.104,60	13
27	5.378,81	15.707,10	21.085,90	12
28	11.794,50	30.767,50	42.562,10	10
29	82.017,10	205.451,00	287.468,00	6
30	15.447,50	40.864,90	56.312,40	7
31	4.246,42	12.936,20	17.182,60	10
32	8.496,24	27.471,20	35.967.50	6
33	7.463,66	24.435,10	31.898,80	3
34	156,43	339,19	495,62	3
35	30,49	80,00	110,49	2
36	88,79	255,79	344,58	4
37	85,70	236,60	322,29	4

da parte delle diverse specie. Esse sarebbero quindi riconducibili a differenze fisiologiche tra specie.

b) Le differenze sarebbero dovute alla diversa profondità del micelio delle varie specie nel suolo. Esse sarebbero quindi riconducibili a differenze ecologiche tra specie.

c) Le differenze sarebbero imputabili ad una distribuzione superficiale fortemente disomogenea del Cesio, favorita dalla articolazione microgeomorfologica dei vari siti. Esse sarebbero quindi indipendenti dalla fisiologia ed ecologia del fungo.

Le tre ipotesi non si escludono a vicenda. I dati in nostro possesso non ci permettono di testare la validità delle ipotesi a) e c). È invece possibile verificare la validità dell'ipotesi b), raggruppando le specie della stessa stazione in quattro gruppi ecologici principali (specie saprofite, specie lignicole, specie simbionti di

conifere, specie simbionti di latifoglie) ed osservando se esistano o meno differenze significative nelle medie relative a ciascun gruppo.

Le specie sono state raggruppate sulla base dei seguenti criteri:

a) *Specie lignicole:* il gruppo include le specie il cui micelio normalmente cresce su legno marcescente o su piante vive. In taluni casi il micelio può anche estendersi al terreno circostante il ceppo o la pianta ospite. Nel nostro caso tutti gli individui di specie lignicole sono stati raccolti direttamente su legno. Tra le specie di questo gruppo sono *Armillariella mellea, Hypholoma spp., Trametes versicolor, Piptoporus betulinus,* etc.

b) *Specie simbionti latifoglie.* Il gruppo include tutte le specie che normalmente sono simbionti con alberi a foglie decidue. Tra le specie di questo gruppo sono: *Amanita phalloides, Amanita citrina, Lactarius pallidus, Hygrophorus penarius, Russula vesca* etc. In molti casi la stessa specie può entrare in simbiosi micorrizica sia con latifoglie che con conifere: in questi casi la specie viene inclusa in questo gruppo o in quello seguente a seconda dell'albero sotto il quale è stata raccolta.

c) Specie simbionti con conifere. Specie di questo gruppo sono ad esempio: *Sarcodon imbricatus, Tricholoma vaccinum, Suillus aeruginascens, Suillus grevillei, Boletinus cavipes, Hebeloma birrum, etc.* Vedi anche nota al gruppo precedente.

d) Specie saprofite (non micorrizogene o lignicole). Questo gruppo include, con l'esclusione delle specie lignicole, tutte le specie il cui micelio non entra in simbiosi micorrizica. Inoltre nel gruppo vengono incluse alcune specie (es.: *Lactarius blennius, Hygrophorus eburneus* etc.) che normalmente vengono considerate come simbionti del faggio, ma che, da nostre osservazioni condotte durante il lavoro di campionamento, posseggono un micelio localizzato in superficie, entro lo strato di strame delle faggete.

I risultati sono esposti nella Tab. 6. È evidente come le concentrazioni di ^{134}Cs e ^{137}Cs differiscano notevolmente nei quattro gruppi di macromiceti. Questo indica che il comportamento ecologico di una specie di fungo gioca un ruolo importante nel tasso di contaminazione del fungo stesso. I funghi saprofiti sono quelli con le maggiori concentrazioni di Cesio radioattivo, seguiti, con valori decrescenti, dai simbionti di conifere, dai funghi lignicoli e dai simbionti di latifoglie. Ciò può venire spiegato sulla base delle seguenti considerazioni:

a) la maggior concentrazione di radionuclidi (vedi oltre) è localizzata nei primi 5-10 cm di suolo, per cui i funghi saprofiti, od i funghi il cui micelio sia in ogni caso localizzato nello strato più superficiale del suolo (orizzonte A^{00}) sono quelli il cui micelio cresce nel microambiente più contaminato; inoltre è da sottolineare il fatto

Tab. 6 — Valori medi e deviazioni standard della concentrazione di Cs 134 e Cs 137 nei macromiceti di tutte le stazioni, suddivisi per gruppi ecologici (v. testo) Bq/kg peso secco.

	LIGNICOLI		SIMBIONTI CON LATIFOGLIE		SIMBIONTI CON CONIFERE		SAPROFITI		TUTTI	
	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137
MEDIA	2255.3	5747.3	1827.2	4992.5	3620	10645.6	20815.6	56456.2	5206.8	14231.6
DEV. STRD.	7224.6	18250.7	5915	14674.1	10645	23291.5	55099.2	135582	23502.7	58421.3

che l'orizzonte più superficiale del suolo è poverissimo di argille che possano fissare il Cesio, per cui questo è per la maggior parte disponibile all'assorbimento da parte delle ife fungine.
b) Le relativamente alte concentrazioni riscontrate nei simbionti di conifere possono essere dovute a due motivi: a) il fatto che le conifere hanno un sistema radicale più superficiale rispetto alle latifoglie b) il fatto che le conifere tendono ad acidificare fortemente il terreno, per cui le concentrazioni di Cesio effettivamente disponibili per l'assorbimento da parte di macromiceti sono maggiori che nel caso delle latifoglie (v. capitoli introduttivi).
c) I relativamente bassi valori di contaminazione riscontrati nei funghi lignicoli sono facilmente spiegabili considerando l'ambiente in cui essi vivono, che in generale tende ad assorbire meno acqua (e quindi meno radionuclidi in caso di ricaduta con precipitazioni) di quanto non faccia il suolo. A proposito di questo gruppo è da notare come a volte specie saprofite su legno possano essere anche parassite di piante vive, oppure come il loro micelio possa estendersi al suolo circostante il ceppo attaccato dal fungo. Sono casi frequenti nel più comune fungo di questo gruppo, *Armillariella mellea,* e che possono spiegare valori insolitamente alti od insolitamente bassi che sono stati sia pur raramente riscontrati in funghi di questo gruppo.
d) I bassi valori riscontrati nei funghi in simbiosi micorrizica con specie di alberi a foglia decidua potrebbero dipendere in primo luogo dal fatto che il sistema radicale delle latifoglie è in genere molto più profondo di quello delle conifere ed in secondo luogo dal fatto che le latifoglie non determinano una forte acidificazione del suolo, per cui il Cesio effettivamente disponibile per l'assorbimento da parte del fungo dovrebbe essere in quantità minore che nel caso dei funghi simbionti con conifere.

Sembra quindi che il comportamento ecologico del fungo riesca a spiegare in maniera piuttosto soddisfacente le differenze nella contaminazione tra specie in una stessa stazione. Differenze fisiologiche nel tasso di accumulo tra specie diverse non sono da escludere, e risultano anzi probabili in alcuni casi in cui la maggior parte dei dati disponibili in letteratura riporta valori molto alti (es.: *Rozites caperata).*

Tuttavia la suddivisione in quattro gruppi ecologici ha reso possibile un confronto statisticamente significativo tra le diverse stazioni, permettendoci di raggiungere il primo scopo del presente lavoro: quello di chiarire le cause delle forti differenze nella contaminazione di specie diverse raccolte nella stessa zona. La soluzione di questo problema era il presupposto indispensabile per il secondo scopo del presente lavoro, e cioé l'utilizzo dei macromiceti come biondicatori di contaminazione radioattiva.

La variabilità nella contaminazione tra diverse stazioni

I valori medi calcolati per le singole stazioni (Tab. 5) differiscono notevolmente tra loro.

Un primo tentantivo di spiegazione per questo comportamento è stato quello di valutare l'esistenza di correlazioni tra caratteristiche pedologiche delle stazioni e contaminazione dei funghi. Per questo si sono utilizzati gli 8 indici ecologici di

Landolt le cui distribuzioni di frequenza nelle stazioni di campionamento sono riportate in Tab. 2.

In nessuno degli 8 casi si sono trovate correlazioni statisticamente significative tra l'andamento di un indice ecologico ed il tasso di contaminazione dei funghi. Ciò significa che le differenze nella contaminazione tra stazioni diverse non sono tanto dovute a differenze nella natura dei suoli, quanto a fattori esterni, e molto probabilmente al grado di contaminazione dei suoli delle varie stazioni.

La ripartizione geografica della contaminazione delle stazioni è visualizzata in Fig. 11: le stazioni di pianura hanno bassi livelli di contaminazione, quelle site nelle Alpi Carniche e Giulie valori intermedi, mentre contaminazioni molto elevate si sono riscontrate nelle stazioni delle prealpi Carniche e Giulie. La non casuale distribuzione geografica della contaminazione dei funghi lascia supporre che le differenze tra i tassi di contaminazione delle stazioni possano essere dovute a differenze nella ricaduta radioattiva. Dal momento che nel periodo susseguente all'incidente di Chernobyl sul territorio regionale si sono avute precipitazioni molto disomogenee per area geografica ed essendo noto che la deposizione di Cesio radioattivo è strettamente legata alle ricadute umide, si è ipotizzato che le differenze di contaminazione tra stazioni potessero essere dovute a differenze nelle precipitazioni.

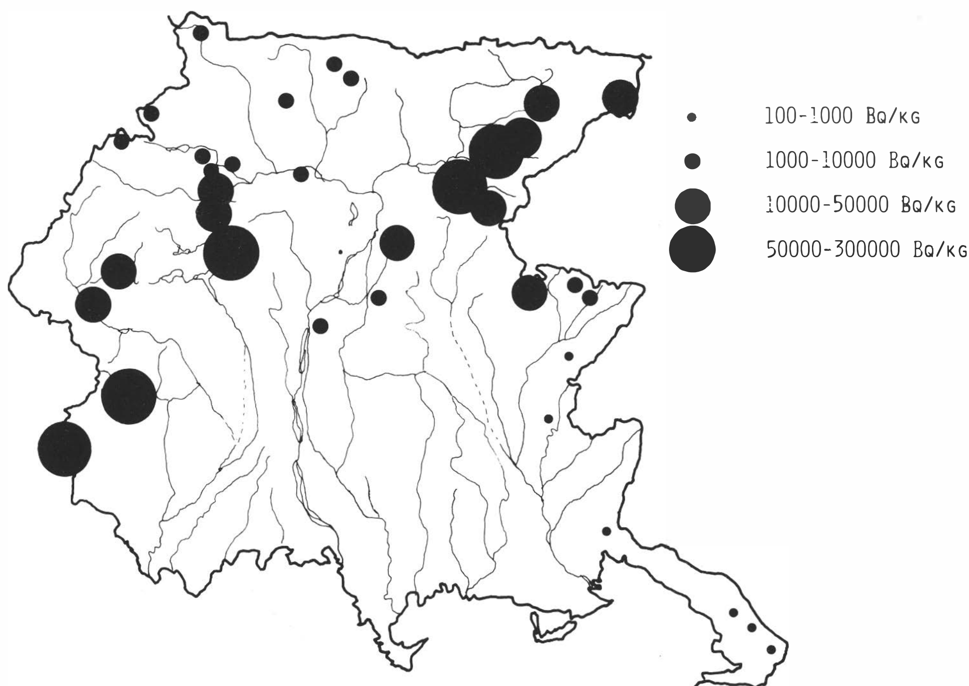


Fig. 11 — Distribuzione spaziale della contaminazione media dei macromiceti nelle stazioni.

Per testare questa ipotesi si sono presi in considerazione i dati pluviometrici disponibili per 135 stazioni metereologiche nel periodo che va dal 30 Aprile al 9 Maggio 1986, quando la concentrazione di Cesio nell'aria era massima. La distribuzione delle stazioni pluviometriche sul territorio regionale è riportata in Fig. 12, i dati sono in Tab. 7.

Nel grafico di Fig. 13 le stazioni sono state riunite in quattro gruppi, corrispondenti a quattro classi di piovosità, come segue:

Gruppo 1: Piovosità da 0 a 20 mm.
Gruppo 2: Piovosità da 20 a 40 mm.
Gruppo 3: Piovosità da 40 a 60 mm.
Gruppo 4: Piovosità superiore a 60 mm.

In ordinata sono riportati i valori medi di contaminazione per ciascuno dei quattro gruppi ecologici di macromiceti. È evidente come esista una correlazione molto forte tra tasso di contaminazione e precipitazioni. La relazione tra precipitazioni e contaminazione non è di tipo lineare, come ci si potrebbe attendere; gli andamenti riportati in Fig. 13 mostrano pendenze ridotte a valori bassi di precipitazioni, più accentuate a partire da precipitazioni pari a 40 mm. Questo si

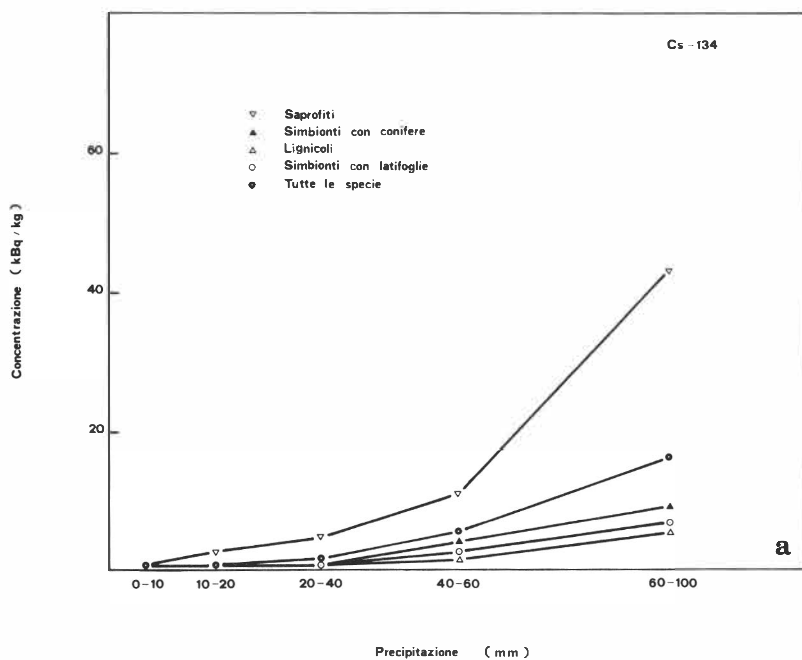


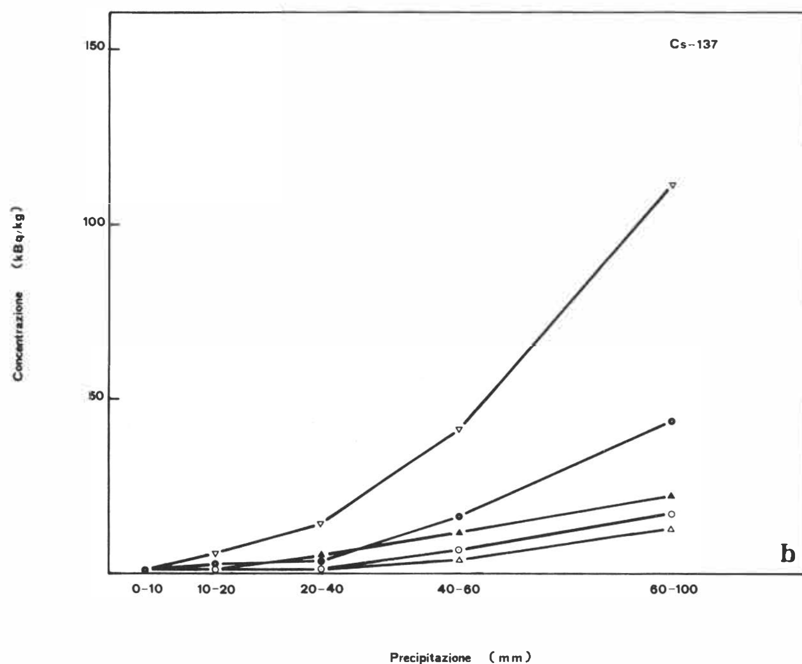
Fig. 12 — Distribuzione delle stazioni pluviometriche sul territorio del Friuli-Venezia Giulia.

Tab. 7 — Tabella delle precipitazioni nelle stazioni metereologiche del Friuli-Venezia Giulia nei primi 10 giorni di Maggio 1986.

Località	N. Staz.	Piovosità. Periodo apr. '86 - mag. '86										Prec. tot.
		30.IV	1.V	2.V	3.V	4.V	5.V	6.V	7.V	8.V	9.V	
POGGIOREALE DEL CARSO	1	6.8	0	0	0.2	0	0		0	0	0	9.2
SERVOLA	2	4.4								0	2.4	6.8
TRIESTE	3	7.8										7.8
MONFALCONE	4	0.8		0.2								1
ALBERONI	5	0.6			3						0	3.6
UCCEA	6	1			1.5	23		8.9		4.5	28	66.9
MUSI	7	1			1.4	25.6		7.4	0.2	3.2	24.7	64.5
VEDRONZA	8	1.8			0.4	5.6		6.6		5.6	23.2	43.2
CISERIIS	9	0.2				2.8		1.8	1.8	4	17.4	28
MONTEAPERTA	10							3.1		16.4	46.8	66.3
CERGNEU	11							4.5		23	13.5	41
ATTIMIS	12			0.4				7.3	5	1.8	20.6	35.1
ZOMPITTA	13				1.7			8.2	4.3	1.5	27.7	43.4
STUPIZZA	14							6.3	11.4	10.2	13.6	41.5
PULFERO	15	0.2						0.2	9.8	1.2	14.8	26.2
MONTEMAGGIORE	16								21.4	1.2	21	43.6
S. VOLFANGO	17	0.7				0.3		0.3	21.2	12.2	21.3	56
DRENCHIA	18	0	0	0	0	0	0	0	15.1	10	20	45.1
CLODIG	19								4	1	10.7	15.7
CIVIDALE	20										17	17
GORIZIA	21	0.8								4.6	6.4	11.8
CAMPOROSSO	23	12		1		5			0.6	3	18	39.6
TARVISIO	24	12.2		4.4		1.6			0.4	1.6	12.6	32.8
CAVE DEL PREDIL	25	26.8	0.6	2.2		0.6			4.2	5.6	13.8	53.8
FUSINE-VAL ROMANA	26	13.8	0.6	3.4					0.8	2.8	10.2	31.6
PASSO MAURIA	27	5.3			4.4			3.1	7.2	7.1	4.8	31.9
FORNI DI SOPRA	28	3.4			5.6			9.2	12.8	9.4	7.6	48
SAURIS	29				1.4	0.4		6.8	20.4	7	5.6	41.6
SAURIS - LA MAINA	30	0.2			1.2	1.2			16.2	7.8	5.6	32.2
AMPEZZO	31				1	0.6		0.6	13.2	11.2	10	36.6
FORNI AVOLTRI	32	2.4			1.4	4.6		0.4	19.6	4.6	5.4	38.4
PESARIS	33				1.4	1			12.4	6.8	3.4	25
OVARO	34	0.4			0.6	2.6		0.8	11	7	10.6	33
VILLASANTINA	35	4.2			2	4.5			10	7.5	18.2	46.4
RAVASCLETTO	36	0.8			1.8	0.6		8.4	4.8	1	0.8	18.2
TIMAU	37	4.5			4	5			33	1.5	11	59
PALUZZA	38	1.4			2.8	6.4	0.1		9.6	3.9	10.6	34.8
AVOSACCO	39	0.4			3.6	3.2		3	7	10.6	13.4	41.2
PAULARO	40	1.4			0.8	6.4		0.8	7	16.6	14.8	47.8
TOLMEZZO	41				1.4	9			4.8	4.6	19	38.8
MALBORGHETTO	42	6.2			0.5	8.5		0.6	6.1	8.9	19.4	50.2
PONTEBBA	43	5.8				9.6		1.4	7.8	8.2	19	51.8
CHIUSAFORTE	44	13.7				10.3				16.9	20	60.9
SALETTO DI RACCOLANA	45	28.5				13.4		5.5	2.2	6.4	20.4	76.4
STOLVIZZA	46	6.6			0.2	27		11	1.6	4	19.6	70
OSEACCO	47	6.4			1.2	28.4		8.6	1	6.2	36	87.8
RESIA	48	7.2			1.6	25.4		9.8	1.4	6.2	28.4	80
GRAUZARIA	49	10			2.5	9.5		0.6	8.5	2.2	19.8	53.1
MOGGIO UDINESE	50	3			4.8	8.8		0.2	3.2	6.6	22.8	49.4
VENZONE	51	0.6			0.2	3.8		1.2	4	5.6	34.2	49.6
GEMONA	52					9			6	2.8	26.6	44.4
ARTEGNA	57	0.2				2.8		0.2	3.6	6.6	19.6	33
ALESSO	54				0.2	7.2		0.4	9	7.6	22.2	46.6
ANDREUZZA	55	0.5			0.2	6.8		1.4	0.4	6.2	28	43.5
S. FRANCESCO	56	0.4			1.6	9.6	0.2		5.2	9.6	22.6	49.2
S. DANIELE	57	0.2			0.8	1.2	0.2		11.4	2.6	32.8	49.2
PINZANO	58				0.4	11				3.8	13.4	28.6
CLAUZETTO	59			0.8	0.2	9.6			18.2	17.6	19	65.4
TRAVESIO	60					18				20.2	21.2	59.4
SPILIMBERGO	61	0.1			0.1				0.1	10.8	18.5	37.8
S. MARTINO AL TAGLIAM.	62	0.3							0.2		11.2	11.7
TAVAGNACCO	64	0.2			26.1					0.9	26.2	53.4
RIZZI	65				4.7						28.8	33.5

Località	N. Staz.	30.IV	1.V	2.V	3.V	4.V	5.V	6.V	7.V	8.V	9.V	Prec. tot.
		Piovosità. Periodo apr. '86 - mag. '86										
UDINE	66	0.2		0.4	4.2						28.6	33.4
MANZANO	67	0.2		1.4	2.2						10.2	14
CORMONS	68				0.9					0.5	7.2	8.6
SAMMARDENCHIA	69			1.4							11.4	12.8
MORTEGLIANO	70			1							13.1	14.1
GRADISCA	71	0.4								1.6	2.8	4.8
GRIS	72	0.8		2.1							8.7	11.6
PALMANOVA	73	0.4	1								6.8	8.2
CASTIONS DI STRADA	74			0.8						10.8	11.6	
FAUGLIS	75			0.6							5.8	6.4
CERVIGNANO	76	0.4									4.2	4.6
S. GIORGIO DI NOGARO	77	0.4									8.2	8.6
TORVISCOSA	78	0.2		2							7.2	9.4
BELVAT	79	0.6		3.4							8.2	12.2
CA' VIOLA	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AQUILEIA	81	0.4		0.6							0.2	1.2
GRADO	82	1.8									0.2	2
MARANO	83	0.2									3.8	4
ISOLA MOROSINI	84											0
ISOLA MOROSINI (*)	85	0.4										0.4
BONIFICA VITTORIA	86	1.6										1.6
CA' ANZONE	87			2							2.8	4.8
MASERIS	88										3.5	3.5
MORUZZO	89											0
RIVOTTA	90	0.4			0.6	1.4			6	6	35.6	50
FLAIBANO	91				1.2	0.6				0.4	32.4	34.6
TURRIDA	92			0.2	1.2				0.8	1	46.6	49.8
BASILIANO	93				1 0						18.8	19.8
VILLACACCIA	94				11.3						21.4	32.7
CODROIPO	95	0.2		1.2	2.4						11.8	15.6
TALMASSONS	96			0.2							15.6	15.8
VARMO	97			0.4							16	16.4
ARIIS	98			0.2							10.2	10.4
RIVAROTTA	99	0.2									13.8	14
LATISANA	100			0.2							11	11.2
TERME DI PRECENICO	101										14	14
	102	0.2		0.2							11.2	11.6
LIGNANO	104	0.4		0.8							3.4	4.6
LA CROSETTA	105	1.4			18.2	0.2			0.4	3.4	24.2	47.8
AVIANO (CASA MARCHI)	106				4.7	3.4				3.6	31.5	43.2
AVIANO	107	0.2		0.4	2.4	2.4				6.6	26.4	38.4
GORGAZZO	108	1.6			3.6	2.1				2.8	48.2	58.3
SACILE	109	1			2.6	0.6				2	6.4	12.6
CA 'ZUL	110	0.4			2	1.6		5	24	6.8	8.2	48
CA' SELVA	111	0.6			5.6	9.4		3.2	35.6	15.6	14.8	84.8
CAMPONE	113	0.2			0.2	8			10.6	6.6	18	43.6
CHIEVOLIS	114	0.2			4.2	3		1.4	30.6	8.2	12.4	60
PONTE RACLI	115				5	2.4		1.4	20.6	10.8	12	52.2
POFFABRO	116	0.2			1	0.6		3.6	33.8	7.6	13.8	60.6
CAVAZZO NUOVO	117	0.2			1	14.8		1.4	1	6.8	19.6	44.8
MANIAGO	118				1.2	6.2		1.4	6.8	21.2	7	43.8
COLLE	119				0.5	35.9				7.1	26.1	69.6
BASALDELLA	120	0.4			1.3	5				8	11.7	26.4
BARBEANO	121					4				5	19.8	28.8
RAUSCEDO	122	0.2				3.7			0.2	6.3	14.9	25.3
CIMOLAIS	123	2.6			3	1		1.2	14	17.6	7.4	46.8
CLAUT	124	2.4			2.2	0.8	0.2	5.4	13.8	24.6	9.2	58.6
BARCIS	125	1			2	2.5		5	18	1.4	14.1	44
DIGA CELLINA	126	0.2			1.2	3.8		4.4	36.4	6.2	15.2	67.4
S. LEONARDO	127											0
S. QUIRINO	128				2	1				0.2	14.8	18
FONTANAFREDDA	129	3.8			6.4					11.3		21.5
PONTE DELIZIA	130							0.3	0.2	34.6		35.1
S. VITO AL TAGLIAMENTO	131	0.2	0.4	0.2						12		12.8
PORDENONE (CONSORZIO)	132	0.8			0.8				0.4	13.8		15.8
PORDENONE	133	1			0.2				0.4	11.6		13.2
AZZANO DECIMO	134	3.2								18.3		21.5
SESTO AL REGHENA	135	0.2			1					8.3		9.5


Cs - 134
Saprofiti
Simbionti con conifere
Lignicoli
Simbionti con latifoglie
Tutte le specie
Concentrazione (kBq / kg)
60
40
20
0-10
10-20
20-40
40-60
60-100
a
Precipitazione (mm)


Cs - 137
Concentrazione (kBq/kg)
150
100
50
0-10
10-20
20-40
40-60
60-100
b
Precipitazione (mm)

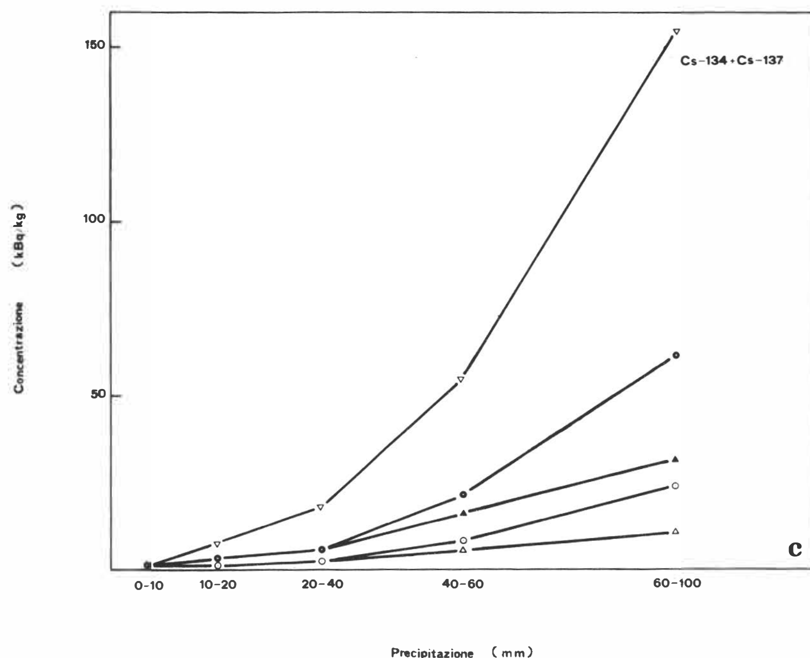


Fig. 13 — Andamento della contaminazione radioattiva da Cs 134 e Cs 137 rispetto alle precipitazioni. Le stazioni sono state raggruppate per classi di piovosità, i macromiceti per gruppi ecologici (v. testo e Tab. 6).

può spiegare tenendo conto del fatto che la maggior parte dei campionamenti è stata effettuata all'interno di formazioni boschive: in un bosco la quantità d'acqua che raggiunge il suolo non è mai uguale a quella effettivamente caduta, in quanto una buona parte dell'acqua viene trattenuta dalle foglie degli alberi, dai rami della corona e dal tronco. Questo fenomeno è tanto più accentuato quanto più le precipitazioni sono scarse, ed allora la quantità d'acqua che raggiunge effettivamente il suolo è soltanto una piccola frazione di quella caduta. Con precipitazioni più elevate il fenomeno ha un'incidenza minore, e, superata una certa soglia in cui la zona delle corone degli alberi viene "saturata" d'acqua, la ricaduta al suolo ritorna ad essere proporzionale alla quantità effettiva di precipitazioni. L'andamento non perfettamente lineare della relazione tra precipitazioni e contaminazione dei funghi riflette quindi con tutta probabilità il fatto che nei casi in cui le precipitazioni sono state molto basse non tutta l'acqua caduta è riuscita a raggiungere il suolo del bosco. Le differenze di contaminazione tra i quattro gruppi ecologici di macromiceti risultano inoltre confermate dal grafico di Fig. 13: considerando che le deviazioni standard sono piuttosto elevate è stato eseguito un test di significatività per rigettare l'ipotesi che gli andamenti relativi ai quattro gruppi ecologici siano uguali. Tale test ha dato esito positivo.

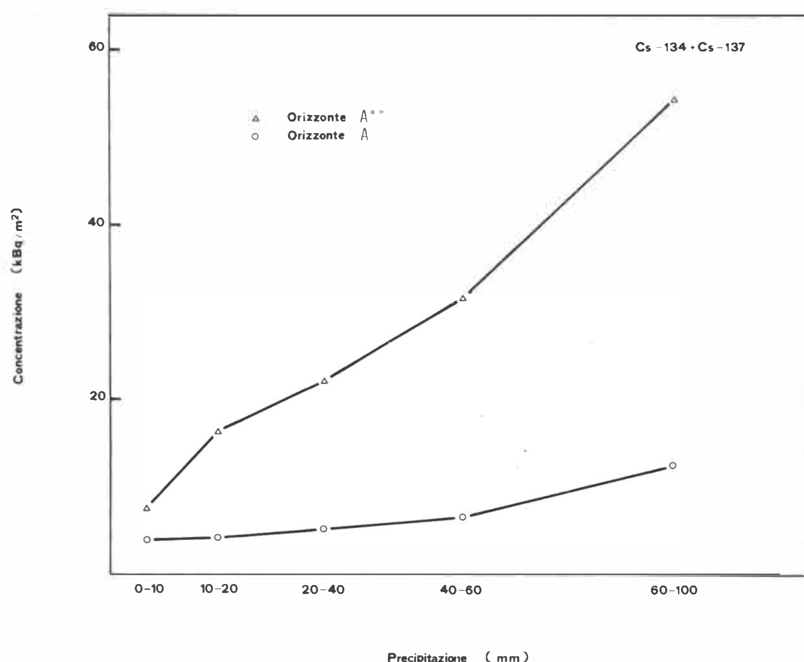


Fig. 14 — Andamento della contaminazione radioattiva da Cs 134 e Cs 137 nei suoli. Le stazioni sono raggruppate per classi di piovosità come in Fig. 13.

La Fig. 14 riporta l'andamento delle concentrazioni di ^{134}Cs e ^{137}Cs nei suoli. In ascissa le stazioni sono raggruppate per classi di piovosità come in Fig. 13; in ordinata si riporta la concentrazione della somma dei due Cesi. La figura riporta sia l'andamento della contaminazione nello strato superficiale del suolo (orizzonte A^{00}) sia nello strato sottostante (orizzonte A). Si nota innanzitutto come il Cesio radioattivo sia concentrato per la massima parte nei primi centimentri di suolo, e precisamente nello strato di strame solo parzialmente decomposto. La correlazione tra piovosità e concentrazione di Cesio è poi molto evidente, ed ha un andamento quasi perfettamente lineare, diverso da quello riscontrato per i funghi (Fig. 13). Ciò è probabilmente dovuto al fatto che il campionamento è stato effettuato in autunno, quando lo strato di strame comprendeva anche una certa quantità di foglie cadute di recente; l'andamento non lineare della contaminazione dei funghi era probabilmente dovuto all'effetto di trattenimento dell'acqua da parte delle chiome degli alberi a bassi livelli di precipitazioni; è possibile che la contaminazione delle foglie cadute in autunno, aggiungendosi a quella dovuta al deposito di Cesio nel suolo per ricaduta umida, sia responsabile della maggior linearità della correlazione tra contaminazione dei suoli e precipitazioni. Non è possibile paragonare i dati di Fig. 13 e 14 in quanto la radioattività nei funghi è espressa in kBq per kg, mentre quella dei suoli in

kBq per m^2. Tuttavia le misure di suolo riportate a kBq per kg indicano nella maggior parte dei casi che la contaminazione dei primi centimetri di suolo è maggiore di quella riscontrata nei funghi saprofiti. Ciò potrebbe indicare che i funghi non presentano accumuli di radioattività dovuti a capacità di concentrazione attiva dei radionuclidi nel micelio. Questa deduzione tuttavia non è ancora certa, in quanto vi sono alcune notevoli eccezioni, ed in quanto i dati si riferiscono ad un periodo troppo breve rispetto all'inizio della contaminazione radioattiva; su questo punto saranno necessari studi ulteriori negli anni a venire.

La chiara correlazione tra la contaminazione dei macromiceti e le precipitazioni permette di generalizzare a tutto il territorio regionale le conclusioni ottenute dall'analisi dei dati relativi alle singole stazioni. La Fig. 15 presenta la carte delle precipitazioni cadute dal 30 aprile al 9 maggio 1986. La Regione Friuli-Venezia Giulia viene quindi suddivisa in sei aree, con precipitazioni differenti, come segue:

Zona A - Include il Carso Triestino e Goriziano, e la Bassa Pianura Friulana. Le precipitazioni non hanno superato i 10 mm. La contaminazione media dei macromiceti è di 336.6 Bq/kg (^{137}Cs + ^{134}Cs).

Zona B - Include la Media Pianura Friulana e la parte sudorientale delle Valli del

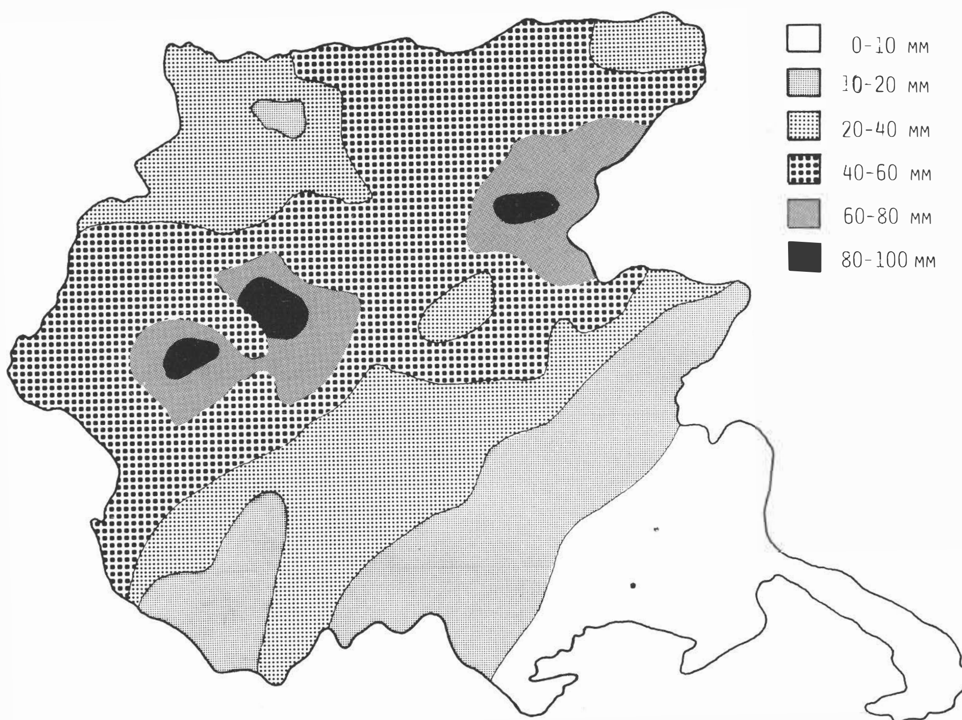


Fig. 15 — Carta delle precipitazioni nei primi 10 giorni di Maggio 1986 nel Friuli-Venezia Giulia, basata sui dati di Tab. 7.

Tab. 8 — Valori medi e deviazioni standard delle concentrazioni di Cs 134 e Cs 137 (Bq/kg peso secco) nei macromiceti. Le stazioni sono suddivise per classi di piovosità, i macromiceti per gruppi ecologici (v. testo).

FUNGHI		LIGNICOLI		SIMBIONTI CON LATIFOGLIE		SIMBIONTI CON CONIFERE		SAPROFITI		TUTTI	
PRECIPIT.		Cs - 134	Cs - 137	Cs - 134	Cs - 137	Cs - 134	Cs - 137	Cs - 134	Cs - 137	Cs - 134	Cs - 137
0 - 10 mm	media	—	—	163.3	364.5	68.4	298	94.7	272.9	94.5	242.1
	dev. strd.	—	—	230.9	359.2					81.6	158.6
10 - 20 mm	media	427	1066	587.7	1648.4	384.5	983.1	2307.2	4858.5	682.1	1742.7
	dev. strd.	621.9	1490	1039.6	2651.6	280.8	511.5	3745.5	7679.1	1361	3029.2
20 - 40 mm	media	310	756.4	217.6	880.1	1202.9	4089.6	4316.3	13094.5	1202	3867.8
	dev. strd.	177.8	492.1	233.2	983.7	1770.9	5946.7	5862.6	16666.9	2825.5	8367.8
40 - 60 mm	media	1639.7	4121.1	2444.2	6551.6	3944.4	11683.2	13622.7	40331.4	5211.1	15198.9
	dev. strd.	2233.9	5370.1	6988.8	16872.3	6583	17531.4	15156.9	40385.5	9739.7	26437.5
60 - 100 mm	media	5378.8	13801.1	6481.5	17217.6	7956	22495	427515.0	112282.0	16467.8	43654.3
	dev. strd.	12707.5	32089	11154.1	27570.4	16676.3	40532.8	878762.0	814541.0	49338.6	121470

Natisone, più una ristretta area intorno a Ravascletto, nelle Alpi Carniche. Le precipitazioni sono state tra i 10 ed i 20 mm. La contaminazione media dei macromiceti è di 2424.8 Bq/kg.

Zona C - Include l'Alta Pianura Friulana, le Alpi Carniche Ocidentali ed il loro estremo orientale. Le precipitazioni sono state da 20 a 40 mm. La contaminazione media dei macromiceti è di 5069.8 Bq/kg.

Zona D - Include il settore centrale delle Alpi Carniche e tutte le parti delle Prealpi Carniche e Giulie non incluse nelle due fascie seguenti. I valori di precipitazione sono stati tra i 40 ed i 60 mm. La contaminazione media dei macromiceti è di 20310 Bq/kg.

Zona E - Include la parte Settentrionale delle Prealpi Giulie (Alta Val del Torre), la parte Meridionale delle Alpi Giulie (val Raccolana) e parte delle catene esterne delle Prealpi Carniche. I valori di precipitazione sono stati tra i 60 e gli 80 mm. La contaminazione media dei macromiceti è di 60122 Bq/kg.

Zona F - Include la Valle di Resia nelle Prealpi Giulie e la Valle di Tramonti nelle Prealpi Carniche. Si tratta delle due aree in cui le precipitazioni sono state massime, con valori superiori a 80 mm. Il numero di stazioni in cui è stato effettuato il campionamento site in questa zona è troppo basso per permettere di riportare delle medie di contaminazione statisticamente significative, ma in ogni caso si tratta della zona in cui si sono riscontrate le punte massime di contaminazione nei funghi (sino a più di 1.000.000 di Bq/kg in un esemplare). Ciò viene anche confermato dagli elevati tassi di contaminazione misurati in campioni di latte e carne di capriolo provenienti dalla Val di Resia.

Aspetti di radioprotezione

Oltre alle misure riportate in questo studio, nel periodo agosto-settembre 1986 il Laboratorio di misure del servizio di Fisica Sanitaria dell'U.S.L. n. 7 "Udinese" ha effettuato ulteriori 324 misure su campioni di funghi eduli provenienti da tutta la Provincia di Udine.

I valori medi relativi alle specie di più frequente consumo, riferiti a peso fresco sono riportati in Tab. 9. Con l'eccezione di *Cantharellus lutescens* tali valori si mantengono al di sotto del valore limite per la somma di ^{134}Cs e ^{137}Cs fissato dal

Tab. 9 — Concentrazione di Cs 134 e Cs 137 in campioni di funghi eduli raccolti al di fuori delle stazioni di campionamento nei mesi di Agosto e Settembre 1986.

Specie	Concentrazione in funghi freschi (Bq/kg)
Boletus edulis (porcino) (37 campioni)	61.2
Cantharellus lutescens (finferla) (10 campioni)	4295.2
Armillariella mellea (chiodino) (18 campioni)	178.1
Macrolepiota procera (mazza da tamburo) (13 campioni)	61.7
Psalliota campestris (prataiolo) (12 campioni)	34.3

regolamento CEE n. 1707/86 del 30.5.1986. La Fig. 16 rappresenta la distribuzione della concentrazione della somma dei Cesi nel campione delle 342 misure: dalla figura risulta come oltre il 50% dei funghi analizzati ha contaminazione inferiori a 100 Bq/kg di prodotto fresco.

Analisi effettuate sui funghi secchi negli anni precedenti hanno rivelato la presenza di quantità non trascurabili di ^{137}Cs. Ad esempio, misure effettuate su tre campioni di *Boletus edulis* s. lat. raccolti nel 1985 hanno rivelato la presenza di 396 Bq di ^{137}Cs per kg di peso secco, pari a 40.7 Bq per kg di peso fresco, ed in tre campioni di *Cantharellus lutescens* raccolti nel 1985 è stata riscontrata la presenza di 1014 Bq di ^{137}Cs per kg di peso secco, pari a 99.9 Bq per kg di peso fresco.

La presenza di ^{137}Cs in campioni di fungo raccolti prima dell'incidente di Chernobyl è dovuta alla deposizione al suolo e al successivo assorbimento da parte dei funghi dei radionuclidi prodotti dalle esplosioni nucleari degli anni '60. Il ^{134}Cs non è presente in questi campioni in quanto non è un prodotto di fissione. A questo proposito è interessante rilevare come il rapporto tra ^{137}Cs e ^{134}Cs sia molto vicino a 2 per tutte le altre matrici alimentari, mentre esso è superiore a 2 per i funghi (nel caso delle nostre misure esso è mediamente pari a 2.7). Questo fatto era stato già rilevato da un rapporto ENEA (1986), in cui però si afferma di non conoscere le cause del fenomeno. A nostro avviso la spiegazione più plausibile è che la maggior incidenza del ^{137}Cs nei funghi sia dovuta all'accumulo di radioattività preesistente all'incidente di Chernobyl, e causata dai test nucleari. Questa ipotesi e attualmente in fase di verifica.

Per stimare gli effetti di una contaminazione radioattiva degli alimenti è necessario valutare la dose di radiazione che mediamente un individuo della popolazione riceve; per far questo bisogna conoscere le concentrazioni dei vari radionuclidi negli alimenti e stimare per ciascun alimento un consumo medio per persona. Nel caso della contaminazione radioattiva dovuta all'incidente di Chernobyl si conoscono le concentrazioni di tutti i radionuclidi gamma-emittenti, ed in particolare di ^{134}Cs e ^{137}Cs. Per quel che riguarda gli emettitori beta puri, ed in particolare lo ^{90}Sr, la misura non è semplice. Tuttavia, come si può dedurre da recenti dati pubblicati dall'Enea (1986), riguardanti le concentrazioni di vari

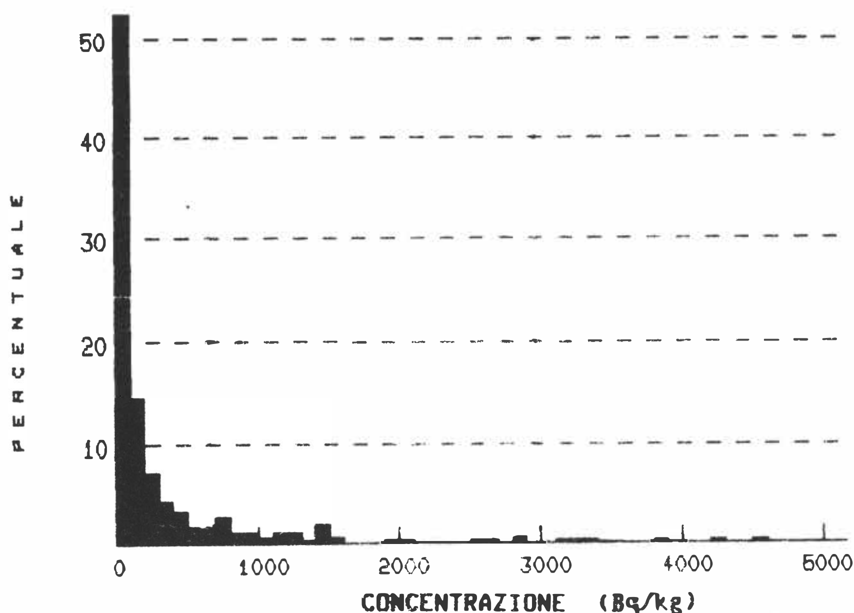


Fig. 16 — Distribuzione della concentrazione di Cs 134 e Cs 137 nei funghi eduli raccolti nei mesi di Agosto-Settembre 1986 in stazioni diverse da quelle di campionamento.

radioisotopi in numerose matrici alimentari, la concentrazione di ^{90}Sr sembra essere di gran lunga inferiore a quella della somma di ^{134}Cs e ^{137}Cs. Non si hanno al momento dati sulla concentrazione di ^{90}Sr nei macromiceti raccolti in Regione, e quindi esso non è stato preso in considerazione nelle stime che seguono. Sono stati considerati trascurabili anche molti emettitori gamma in quanto di vita media così breve da essere scarsamente presenti nei campioni di fungo analizzati dopo la fine dell'estate 1986 (^{131}I, ^{103}Ru, ^{140}Ba, ^{140}La). Per la valutazione della dose alla popolazione sono quindi stati considerati come importanti soltanto il ^{137}Cs ed il ^{134}Cs.

Per le valutazioni di radioprotezione sono stati presi in considerazione soltanto i funghi eduli. La specie eduli di maggior consumo nella nostra regione sono quelle citate nella tabella 9. Di queste, alcune sono state considerate di consumo saltuario, e quindi trascurabile, mentre per altre è stata fatta la seguente stima di consumo:
Armillariella mellea (chiodino) 60%
Boletus edulis s.l. (porcino) 20%
Cantharellus lutescens (finferlo) 20%

Sulla base di queste percentuali, dei valori medi di contaminazione radioattiva delle tre specie, ed utilizzando i coefficienti di conversione riportati in tabella 10 (Greenhalgh et al. 1985), e possibile valutare la dose alla popolazione per chilogrammo di prodotto fresco consumato (il consumo di funghi selvatici da parte dei bambini è stato considerato trascurabile), come segue:

Tab. 10 — Dosi agli organi ed equivalenti di dosi efficaci (integrati sino a 70 anni) per unità di assorbimento da ingestione espresse in Sv/Bq.

Radio-nuclide	Dose agli organi				Equivalente di dose efficace		
	Bambino (1 anno)	Bambino (10 anni)	Adulto	Organo critico	Bambino (1 anno)	Bambino (10 anni)	Adulto
^{89}Sr	1.4 10^{-7}	4.8 10^{-8}	2.1 10^{-8}	Intestino	1.5 10^{-8}	5.2 10^{-9}	2.2 10^{-9}
^{90}Sr	1.3 10^{-6}	5.3 10^{-7}	3.9 10^{-7}	Super. ossea	1.2 10^{-7}	4.6 10^{-8}	3.3 10^{-8}
^{103}Ru	4.2 10^{-8}	1.5 10^{-8}	6.5 10^{-9}	Intestino	4.3 10^{-9}	1.6 10^{-9}	7.4 10^{-10}
^{106}Ru	4.9 10^{-7}	1.7 10^{-7}	7.1 10^{-8}	Intestino	4.0 10^{-8}	1.3 10^{-8}	5.8 10^{-9}
^{125}I	1.3 10^{-6}	7.6 10^{-7}	3.1 10^{-7}	Tiroide	3.8 10^{-8}	2.3 10^{-8}	9.2 10^{-9}
^{131}I	3.7 10^{-6}	1.2 10^{-6}	4.4 10^{-7}	Tiroide	1.1 10^{-8}	3.6 10^{-8}	1.3 10^{-8}
^{133}I	8.6 10^{-7}	2.3 10^{-7}	8.3 10^{-8}	Tiroide	2.6 10^{-8}	7.0 10^{-9}	2.5 10^{-9}
^{134}Cs					8.2 10^{-8}	3.6 10^{-8}	2.0 10^{-8}
^{137}Cs					6.9 10^{-8}	2.7 10^{-8}	1.3 10^{-8}
^{239}Pu	4.2 10^{-7}	2.6 10^{-7}	2.1 10^{-7}	Super. ossea	5.2 10^{-8}	2.4 10^{-8}	1.6 10^{-8}
^{241}Am	2.2 10^{-5}	1.3 10^{-5}	1.1 10^{-5}	Super. ossea	1.2 10^{-6}	7.3 10^{-7}	5.9 10^{-7}

Boletus edulis s.lat. 1 μSv/kg
Cantharellus lutescens 70 μSv/kg
Armillariella mellea 3 μSv/kg
Macrolepiota procera 1 μSv/kg
Agaricus campester 0.5 μSv/kg

Basandosi sulle ipotesi precedenti si può valutare che la dose efficace dovuta al consumo di 1 kg di funghi freschi è per un adulto di 15 μSv. La stima del consumo medio annuo di funghi selvatici per abitante è piuttosto difficile; tuttavia si ritiene che tale valore non superi il chilogrammo di prodotto fresco. Sulla base delle stime in corso di elaborazione presso il Servizio di fisica sanitaria della U.S.L. . 7 "Udinese" sembra che tale dose costituisca circa 1/40 della dose dovuta alla dieta nel corso dell'anno per un individuo della Regione Friuli-Venezia Giulia. È inoltre da tenere presente che questo è un valore medio, e che in situazioni in cui si ha alto consumo di funghi raccolti in zone fortemente contaminate la dose potrebbe risultare sensibilmente più alta e non trascurabile ai fini delle valutazioni di radioprotezione.

Conclusioni

I risultati in questo studio hanno permesso di individuare le aree a maggiore ricaduta radioattiva nell'ambito della Regione Friuli-Venezia Giulia. Queste sono essenzialmente localizzate nelle Prealpi Carniche e Giulie, ed il tasso di contaminazione risulta correlato con la quantità di precipitazioni cadute nei giorni successivi all'incidente alla centrale di Chernobyl. I valori di contaminazione di queste aree sono elevati; minore contaminazione si ha invece nelle zone di pianura, dove fortunatamente si accentra la maggior parte della produzione agricola della regione.

Inoltre è stato possibile chiarire almeno in parte la causa delle forti differenze nel grado di contaminazione tra specie diverse di macromiceti raccolti nello stesso

sito: esse sembrano essere soprattutto imputabili alla profondità del micelio nel suolo: più il micelio è superficiale maggiormente il campione è contaminato. Ciò è dovuto al fatto che almeno alla fine del 1986 la maggior quantità di Cesio radioattivo è concentrato nei primi centimetri di suolo.

Lo studio permette di individuare dei temi di ricerca da approfondire negli anni seguenti. I principali sono:

a) Dipendenza della contaminazione da caratteristiche pedologiche. In questo studio non è stato possibile approfondire questo aspetto, in quanto l'eventuale influenza delle caratteristiche pedologiche sulla contaminazione dei funghi veniva mascherata dalle differennze di contaminazione tra stazioni dovute alla precipitazioni. Questo punto è in ogni caso meritevole di approfondimento, in quanto è molto probabile che le caratteristiche pedologiche abbiano un'influenza non trascurabile nel tasso di contaminazione dei funghi, a parità di deposizione radioattiva.

b) Localizzazione dei radionuclidi nel suolo di ecosistemi naturali. Per quanto i dati di letteratura siano concordi nell'attribuire una scarsa mobilità verticale dei radionuclidi nel suolo, è da tener presente che la maggior parte degli studi condotti sull'argomento è stata svolta in ecosistemi diversi dal nostro (zone artiche e subartiche), dove tutti i processi pedogenetici sono molto rallentati. Negli anni a venire sarà quindi necessario seguire il fenomeno, per appurare se e quanto il Cesio radioattivo sia in grado di migrare dagli strati superficiali del suolo a quelli più profondi. Ciò avrà un'importanza anche nella valutazione della radioattività dei funghi, dal momento che un'aumentata mobilità del Cesio si tradurrebbe nel fatto che funghi non o poco contaminati nel 1986 potrebbero risultare molto più contaminati in anni a venire.

c) Studi sul trasferimento del Cesio nelle catene alimentari naturali. Questo è un problema particolarmente complesso, e degno della massima attenzione. Non si hanno attualmente dati sulla contaminazione delle fanerogame arborescenti spontanee nella regione. È però ipotizzabile che anch'esse siano contaminate, e che negli anni a venire si possa assistere a fenomeni di accumulo e di ritrasferimento dei radionuclidi in superficie tramite la caduta di strame contaminato. Inoltre rimane da studiare la possibilità di un trasferimento dei radionuclidi dai funghi micorrizogeni alla piante superiori o viceversa, di cui alcuni autori hanno affermato la possibilità. Infine il trasferimento del Cesio nella catena nutritiva dalle piante agli animali andrebbe quantificato tramite studi ad hoc, da svolgersi nell'arco di più anni.

Riteniamo che i risultati di questo lavoro possano costituire una prima base di conoscenze per facilitare studi successivi, che dovrebbero avere un carattere eminentemente interdisciplinare. Questi sarebbero quanto mai opportuni, considerando che il fenomeno dell'inquinamento radioattivo nella Regione Friuli-Venezia Giulia è destinato a perdurare ancora per molti anni.

Ringraziamenti

Le determinazioni dei campioni di macromiceti sono state effettuate dal Sig. E. Cebulec, che ha partecipato anche al lavoro di campionamento.

Gli autori ringraziano inoltre il Dr. Nassimbeni, direttore del Centro Regionale di Sperimentazione agraria di Pozzuolo del Friuli ed i tecnici del Centro stesso per la collaborazione prestata nell'essiccazione dei campioni. Si ringrazia il personale del Servizio di Fisica Sanitaria dell'ospedale "Santa Maria della Misericordia" di Udine (U.S.L. Nr. 7 "Udinese"): il Dr. G. Contento e la Dr.ssa M.R. Malisan per le utili discussioni, il Dr. M. Fabretto per la costruzione e gestione della Banca Dati, la Sig.ra N. Ferigo ed i tecnici M. Floreani, E. Marchina ed L. Toniutti per l'effettuazione delle misure.

Ringraziamo inoltre i Sigg. A. Benedet, F. Bersan, P. Chinellato, D. Gasparo, M. Tretiach per la collaborazione gentilmente prestata nel lavoro di campionamento e nell'elaborazione dei dati.

Un ringraziamento particolare al Prof. A. Rambelli dell'Istituto ed Orto Botanico dell'Università "La Sapienza" di Roma, per la suddivisione dei macromiceti in gruppi ecologici, ed al Prof. J. Poelt, dell'Istituto Botanico dell'Università di Graz (Austria) per le utili discussioni.

BIBLIOGRAFIA

Aarkrog A. 1975 - *Radionuclide levels in mature grain related to radiostrontium content and time of direct contamination.* Health Phys., 28: 557-562.

Adams W.H., C.W. Christenson & E.B. Fowler (1965) - Relationship of soil, plant, and radionuclide. In.: E.B. Fowler (ed.): *"Radioactive fallout, soils, plants, food, man".* Elsevier, New York.

Adams D.R. P.G. Voilleque (1971) - *Effect of stomatal opening on the transfer of I-131 from air to grass.* Health Phys., 21: 771-775.

Andelman J.B. & T.C. Rozzel (1970) - *Plutonium in the water environment. I.: Characteristics of acqueous Plutonium. In: "Radionuclides in the environment".* Am. Chem. Soc., Washington.

Anderberg M.R. (1973) - *Cluster Analysis for Applications.* Academic Press, New York.

Andersen A.J. (1967) - *Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils. I. Influence of plant species and soil types on the uptake of radioactive Strontium and Caesium.* Risö Rep. Nr. 170. Agric. Res. Dep., Danish Atom Energy Comm. Res. Establ. Risö, Denmark.

Andersen A.J. (1967b) - *Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils. II. The uptake of radioactive Strontium placed at different depths in the soils.* Risö Rep. Nr. 174. Agric. Res. Dep., Danish Atom Energy Comm. Res. Establ. Risö. Denmark.

Andersen A.J. (1971) - *The uptake and distribution of strontium in oat as influenced by the time of supply.* Soil Sci. 111: 379-381.

Andersen A.J. (1971b) - *Influence of phosphorus and nitrogen nutrition on uptake and distribution of strontium and calcium in oat plants.* Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35: 108-111.

Andersen A.J. (1972) - *Influence of nitrogen nutrition on the discrimination between strontium and calcium in oat plants. In: IAEA-SM 151/12: "Isotopes and radiation in soil-plant relationships including forestry."* Wien.

Aronson J.M. (1965) - *The cell wall. In: G.C.* Ainsworth & A.S. Sussmann (eds.): *"The Fungi" Vol. 1.* Academic press, New York.

Boikat U., Koeler W. & A. Khoshravi (1978) - *Untersuchungen zum Caesium-Transfer Boden-Pflanze auf Dauerweiden. In: "Radioaktivität und Umwelt" Band I, 12.* Jahrestagung in Norderney, Fachverb. f. Strahlenschutz: 525-540.

Bovard P., Grauby A. & A. Saas (1968) - *Effect chelatant de la matière organique et son influence dans la migration des produits de fission dans les sols. In: "Isotopes and Radiation in Soil Organic Matter Studies".* IAEA, Wien.

Bowling D.J.F. (1976) - *Uptake of ions by plant roots.* Chapman and Hall, London.

Bukovac M.J., Wittwer S.H. & H.B. Turkey (1965) - *Aboveground plant parts as a pathway for entry of fission products into che food chain with special reference to Sr 89-90 and Cs 137. In: "Radioactive fallout, soils, plants, food, man".* E.B. Fowler (ed.). Elsevier, New York.

Cebulec E. & M. Pertot (1984) - *Primo contributo alla conoscenza della flora micologica del Carso Triestino.* Gortania, 6: 105-138.

Chattoparday A. & R.E. Jervis (1974) - *Anal. Chem., 46: 1630-1641.*

Collander R. (1941) - *Selective absorption of cations by higher plants.* Plant Physiol., 16: 91-720.

Collins H.A. & H.E. Burch (1970) - *Accumulation of Strontium and other cations by plant species grown on two soil types.* Crop Sci., 10: 312-314.

Coughtrey P.J. M.C. Thorne (1983) - *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. vol. 1.* Balkema Verlag, Rotterdam.

Couthtrey P.F., Jackson D. & M.C. Thorne (1983) - *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. Vol. 3.* Balkema Verlag, Rotterdam.

Cummings S.L., Bankert L., Garret A.R. & J.E. Regnier (1969) - *Cs-137 uptake by oat plants as related to the soil fixing capacity.* Health Phys., 17: 145-148.

Dahlman R.C., Auerbach S.I. & P.B. Dunaway (1969) - *Behaviour of Cs-137 tagged particles in a fescue meadow. In: IAEA-SM-117/72: "Environmental Contamination by Radioactive Material".* Wien.

Dertinger H., Müller A., Nagel K., Riedl A. & S. Strack (1986) - *Fixierung von radioaktivem Jod im Boden.* Kernforschungszentrum Karlsruhe, kfk 3916.

Eckl P., Türk R. & W. Hofmann (1984) - *Natural and man-made radionuclide concentration in lichens at several locations in Austria.* Nordic J. Bot., 4: 521-524.

Eckl P., W. Hofmann & R. Turk (1986) - *Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms.* Radiat. Environ. Biophys., 25: 43-54.

E.N.E.A. (1986) - *L'incidente di Cernobyl.* Notiz. ENEA - DISP. Energia ed Innovazione, 32: 11-12.

E.N.E.A. (1986) - *L'incidente di Cernobyl: Conseguenze radiologiche in Italia; relazione al 27.V.1986.* Doc. DISP/86/1. Roma.

Epstein E. & C.E. Hagen (1952) - *A kinetic study of the absorption of alkali cations by roots.* Plant Physiol., 27: 457-474.

Epstein E. & J.E. Leggett (1954) - *The absorption of alkaline earth cations by barley roots: kinetics and mechanism.* Amer. J. Botan, 41: 785-791.

Erämetsä O. & I. Yliruokanen (1971) - *The rare earths in lichen and mosses.* Suom. Kemistilehti, 44: 121.

Erämetsä O. & I. Yliruokanen (1971b) - *Nyobium, molybdenium, hafnium, tungsten, thorium and uranium in lichens and mosses.* Suom. Kemistilehti, B 44, 32.

Essington E. & H. Nishita (1966) - *Effect of chelates on the movement of fission products through soil columns.* Plant and Soil, 24: 123.

Evans E.J. & A.J. Dekker (1965) - *Sr 90 concentration in deep - and shallow-rooting species as affected by placement of Sr90 and fertilizer in the soil.* Canad. J. Soil Sci., 45: 289-296.

Feoli E. & L. Orloci (1979) - *Analysis of concentration and detection of underlying factors in structured tables.* Vegetatio, 40: 49-54.

Garty J., Galun M., Fuchs C. & N. Zisapel (1977) - *Heavy metals in the lichen Caloplaca aurantia from urban, suburban and rural regions in Israel (a comparative study).* Water Air Soil Pollut., 8: 171-18.

Gorham E. (1959) - *A comparison of lower and higher plants as accumulators of radioactive fallout.* Can. J. Bot., 37, 327.

Grueter H. (1967) - *Verhalten einheimischer Pilzarten gegenüber dem Spaltprodukt Cs-137.* Z. Lebensm. Unters. Forsch., 134: 173-179.

Grueter H. (1971) - *Radioactive fission products Cs-137 in mushrooms in West Germany during 1963-1970.* Health Phys., 20: 655-656.

Handley R. & R. Overstreet (1961) - *Effect of various cations upon absorption of carrier-free caesium.* Plant Physiol, 36: 66-69.

Handley R. & R. Overstreet (1968) - *Uptake of carrier-free Cs 137 by Ramalina reticulata.* Plant Physiol., 43: 1401.

Hanson W.C. (1967) - *Cs-137 in alaskan lichens, caribou and eskimos.* Health Phys., 13, 383.

Hanson W.C. (1971) - *Cs-137 seasonal patterns in native residents of three contrasting Alaskan villages.* Health Phys., 20, 585.

Hanson W.C & L.L. Eberhardt (1969) - *Effective half-time of radionuclides in alaskan lichens and Eskimos.* Radioecol. Proc. Nat. Symp., 2nd, 1967 USAEC, CONF-670503.

Hanson W.C. & L.L. Eberhardt (1971) - *Cycling and Compartmentalizing of Radionuclides in northern Alaskan Lichen Communities.* SAEC, COO-2122-5. Memorial Institute, Pacific Northwest Laboratory, Ecosystems Department, Battelle Richland, Washington.

Hanson W.C., Watson D.G. & R.W. Perkins (1967) - *Concentration and retention of fallout radionuclides in Alaskan arctic ecosystems.* Radioecol. Concent. Processes, proc. Int. Symp., 1966: 233-245.

Haselwandtner K. (1978) - *Accumulation of the radioactive nuclide Cs-137 in fruitbodies of basidiomycetes.* Health Phys., 34: 713-715.

Haunold E., Horak O. & M. Garzabek (1986) - *Umweltradioaktivität und ihre Auswirkung auf die Landwirtschaft. 1. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze.* Österr. Forschungszentr. Seibersdorf OEFZS 4369, LA 163/86. Seibersdorf.

Heinemann K. & J.K. Vogt (1978) - *Messungen zur Ablagerung und biologischen Halbwertszeit von Jod auf Vegetation. In: "Radioaktivität und Umwelt".* 12 Jahrestagung, Nordeney, Fachverb. f. Strahlenschutz e. V.

Holm E. & R.B.R. Persson (1975) - *Fall-out plutonium in Swedish reindeer lichens.* Health Phys. 29: 43-51.

Horak O. (1986) - *Der Reaktorunfall in Tschernobyl und seine Auswirkung auf die österreichische Landwirtschaft.* Österr. Forschungszentrum Seibersdorf, OEFSZ 4372, LA 167/86.

Huhngate F.P., J.F. Cline, R.L. Uhler & A.A. Selders (1963) - *Foliar sorption of I-131 by plants.* Health Phys., 9: 1159-1166.

Hvinden T. & A. Lillegraven (1961) - *Cesium-137 and strontium-90 in precipitation, soil and animals in Norway.* Nature, 192, 1144.

Jackson W.A., Lugo H.M. & D. Craig (1966) - *Cesium uptake from dilute solutions by young wheat seelings as affected by selected cations.* Plant and Soil, 24: 33-53.

Johnson W. & C.L. Nayfield (1970) - *Elevated levels of Cesium-137 in common mushrooms (Agaricaceae) with possible relationship to high levels of Cs-137 in Whitetail Deer, 1968-1969.* Radiol., Health Data Rep. 11: 527-531.

Juo A.S.R. & S.A. Barber (1970) - *The retention of strontium by soil as influenced by pH, organic matter and saturation cations.* Soil Sci., 109: 143-148.

Kauranen P. & J.K. Miettinen (1969) - *Po-210 and Pb-210 in the arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps.* Health Phys., 16, 287.

Keppel H. (1969) - *Morphological, physiological and environmental conditions affecting the accumulation of long-lived radionuclides from fission products by plants. In: IAEA-SM - 117/31,* Environmental contamination by radioactive materials. Wien.

Kiefer H. & R. Maushart (1965) - *Erhöhter Cs-137 Gehalt in menschlichen Körper nach Pilzgenuss.* Atompraxis. Direct Information: 15.

Koranda J.J. & W.L. Robinson (1978) - *Accumulation of radionuclides by plants as a monitor system.* Environm. Health Perspect., 27: 165-179.

Koranda J.J., Phelps P.L., Anspaugh L.R. & G. Holladay (1971) - *Sampling and analytical systems for measurement of environmental radioactivity.* Proc. Int. Symp. Rapid Methods Meas. Radioactivity in the Environm., 587.

Kvartskhelia N.T., Gamazova Y.K. & N.A. Labadze (1975) - *Effects of soil organic matter and of organic fertilizers on the mobility of radiostrontium and its availabiity to plants.* Soviet Soil Sci., 7: 305-313.

Landolt E. (1977) - *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora.* Ber. Geobot. Inst. ETH, Zurich, 64: 64-207.

Larsson J.E. (1970) - *Cs-137 in lichen communities on the Baltic coast.* Svensk Bot. Tidskr., 64: 173-178.

Liden K. (1961) - *Cesium-137 burdens in Swedish Laplanders and reindeer.* Acta Radiol., 56, 237.

Liden K. & M. Gustafsson (1967) - *Relationships and seasonal variation of Cs-137 in lichen, reindeer and man in northern Sweden 1961 to 1965.* Radioecol. Concent. Processes, Proc. Int. Symp., 1966, 193.

Ludwieg F. (1962) - *Die Aufnahme von Caesium-137 durch Kartoffelblätter.* Z. Pfl. Ern. Dung. Bodenkde., 99: 190-194.

Marah A.E., Merten D. & F. Szaffranietz (1962) - *Zur 90-Strontium Gehalt einiger Pilzarten.* Med. Ernähr., 3: 253.

McLeod K.W., Adriano D.C., A.L. Boni, J.C. Corey, J.H. Horton, D. Paine & H.E. Pinder (1980) - *Influence of a nuclear fuel chemical separations facility on the plutonium contents of a wheath crop.* J.

Environm. Qual., 9: 306-315.

Middleton L.J. (1959) - *Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination.* Intern. J. Radiat. Biol., 1: 387-402.

Martin J.R. & J.J. Koranda (1971) - *Recent measurements of Cs-137 residence time in Alaskan vegetation.* U.S. At. Energy Comm. Rep. CONF-710501-34.

Maushart H.U. (1966) - *Ganzkörpermessungen am Menschen. 3. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung.* Bundesminist. f. Wiss. Forsch. Bad Godesberg: 149-153.

Miettinen J.K. (1967) - *Concentration of Cs-137 and Fe-55 through food chains in arctic and subarctic regions.* Radioecol. Concent. Processes, Proc. Int. symp., 1966, 267.

Miettinen J.K. (1969) - *The present situation and recent developments in the accumulation of Cs-137, Sr-90 and Fe-55 in arctic foodchains. In: International Symp. on Evironmental Contamination by Radioactive Materials.* IEAE. Vienna: 145-151.

Miettinen J.K. (1979) - *Final report for the project "Radioactive foodchains in the subarctic environment". Sept. 1979.* Dept. of Radiochemistry, University of Helsinki. Rep. C-02-3011, A002.

Middleton L.J., R. Handley & R. Overstreet (1960) - *Relative uptake and translocation of potassium and cesium in barley.* Plant Physiol., 35: 913-918.

Mhyre D.L., Menzel R.G., H. Roberts, M.H. Freere, M. Amemiya, O.N. Beale, D.R. Timmon & E.H. Wood (1964) - *Reduction of strontium-90 uptake by corn and soybeans with deep placement, irrigation, and soil amendments.* Agron. J., 56: 463-367.

Nevstrueva M.A., Ramzaev P.V., Ibatullin A.A. & L.A. Teplykh (1967) - *The nature of Cs-137 and Sr-90 transport over the lichen - reindeer-man food chain.* Radioecol. Concent. Processes, Proc. Int. Symp., 1966: 209-215.

Nishita H., E.M. Romney & K.H. Larson (1965) - *Uptake of radioactive fission products by plants. In:* Fowler E.B. (ed.): *"Radioactive fallout, soil, plants, foods, man".* Elsevier, New York.

Niznikov A.I., Nevstrueva M.A., Ramzaev P.V., Moisev A.A., Troitskaja M.N., Kharchenko L.A. & I.M. Dmitriev (1969) - *Cesium-137 in the lichen - reindeer - man chain in the extreme north on the USSR (1962-1968).* UDC 614.876.546.43 (047). Atomizdat Press. Mosca (in russo).

Oroloci L. (1978) - *Multivariate analysis in Vegetation Science. 2nd ed.* Junk. The Hague.

Persson R.B.R. (1971) - *Sr-90 in northern Sweden: relationships and annual variations from 1961 to 1969 in lichen, reindeer and man.* Health Phys., 20: 393.

Persson R.B.R. (1973) - *Stable lead and Pb-210 in the food chain lichen-reindeer-man.* In: *International Symp. on Comparative Studies of food and Environmental Contaminations.* IAEA, Vienna: 231-2477.

Plummer G.L. (1969) - *Fallout radioisotopes in Georgia lichens.* Radioecol. Proc. Nat. Symp. 2nd, 1967:571.

Plummer G.L. & F. Helseth (1965) - *Movement and distribution of radionuclides on granite outcrops within the Georgia Piedmont.* Health Phys., 11: 1423.

Rahola T. & J.K. Miettinen (1971) - *Radionuclides in plants and reindeer meat in Lapland.* Tech. Progr. Rep. SAEC NYO 3445-14: 15.

Rao D.N., Robitaille G. & F. Le Blanc (1977) - *Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes.* J. Hattori Bot. Lab., 42: 213-239.

Rediske J.H. & A.A. Selders (1953) - *The absorption and translocation of strontium by plants.* Plant Physiol., 28: 594-605.

Rohleder K. (1967) - *Zur radioaktiven Kontamination von Speisepilze.* Deut. Lebensmus. Rundsch., 63: 135-138.

Romney E.M., Alexander G.V., Rhoads W.A. & K.H. Larson (1959) - *Influence of calcium on plant uptake of Sr-90 and stable strontium.* Soil. Sci., 87: 160-165.

Salo A. & J.K. Miettinen (1964) - *Strontium-90 and Cesium-137 in arctic vegetation during 1961.* Nature, 201: 1177.

Scheffer F. & P.R. Schachtshabel (1979) - *Lehrbuch der Bodenkunde.* 10. Aufl. Enke Verlag, Stuttgart.

Schreiber H.F. Woerner (1979) - *Die zeitliche Entwicklung der Verteilung von Sr90 in land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden.* Landw. Forsch., 32: 1-2.

Schulz R.K. (1965) - *Soil chemistry of radionuclides.* Health Phys., 11: 13-17.

Seeger R. (1978) - *Cadmium in Pilzen.* Z. Lebensmus. Unters. Forsch., 166: 23-24.

Seeger R. (1978) - *Kaliumgehalt höherer Pilze.* Z. Lebensmus. Unters. Forsch., 167: 23-31.

Seeger R. & P. Schweinshaut (1981) - *Vorkommen von Caesium in hoheren Pilzen.* Sc. Tot. Envir., 19: 253-276.

Spalding B.P. (1981) - *Chemical treatments of soil to decrease radiostrontium leachability.* J. of Environm. Qual., 10: 42-46.

Steffens W., Fuehr F. & W. Mittelstaedt (1980) - *Die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden-Bestimmung von Transferfaktoren.* Jahresber. der Kernforschungsanlage Jülich GmbH;

Steinberg R.A. (1946) - *Specificity of potassium and magnesium for growth of Aspergillus niger.* Am. J. Bot, 33: 210 - 214.

Sterling C. (1970) - *Crystal-structure of ruthenium red and stereochemistry of its pectic stain.* Amer. J. Bot., 57: 172.

Subbotina E.N. N.V. Timofeeff (1961) - *On the accumulation coefficients, characterizing the uptake by crust lichens of some dispersed elements from acqueous solutions.* Bot. Zh., 46: 212 (russo, con riassunto inglese).

Svensson G.K. & K. Liden (1965) - *The quantitative accumulation of Zr-95 + Rb-95 and Ba-140 + La-140 in carpets of forest moss; a field study.* Health Phys., 11: 1033.

Svensson G.K. & K. Liden (1965) - *Transport of Cs-137 from lichen to animal and man.* Health Phys., 11: 1393.

Tuominen Y. (1967) - *Studies on the strontium uptake of the Cladonia alpestris thallus.* Ann. Bot. Fenn., 4: 1.

Tuominen Y. (1968) - *Studies on the translocation of cesium and strontium ions in the thallus of Cladonia alpestris.* Ann. Bot. Fenn., 5: 102.

Tuominen Y. & T. Jaakkola (1973) - *Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides. In: "The Lichens".* Academic Press. London: 185-223.

Wallace A. (1968) - *Retranslocation of Rb-86, Cs137 and K to new leaf growth in bush bean.* Plant and Soil, 29: 184-187.

Wallace A. (1970) - *Monovalent ion carrier effects on tranport of Rb-86 and Cs-137 into bush bean plants.* Plant and Soil, 32: 526-530.

Wallace A. & E.M. Romney (1971) - *Some interactions of Ca, Sr and Ba in Plants.* Agron. J., 63: 245-248.

Weichold B. (ed.) (1962) - *Bioenvironmental features of the Ogotoruk Creek area. Cape Thompson, Alaska.* U.S. At. Energy Comm., Rep. TID-1722.

Wiklander L. (1964) - *Uptake, adsorption an leaching of radiostrontium in a lysimeter experiment.* Soil Sci., 97: 168-172.

Wildi O. & L. Orloci (1983) - *Management and multivariate analysis of Vegetation data.* Swiss Fed. Inst. Forestry Res. Rep. 215.

Indirizzo degli Autori
Prof. Dr. Pier Luigi Nimis
Dipartimento di Biologia
Sez. Geobotanica ed Ecologia Vegetale
Cas. Università
I - 34100 Trieste

Dr. Concetta Giovani
Dr. Renato Padovani
U.S.L. Nr. 7 "Udinese"
Servizio di Fisica Sanitaria
Ospedale S. Maria della Misericordia
I - 33100 Udine

Tipo/lito Astra - Trieste